

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Biologie



Monika Hrdinová

Diverzita, distribuce a ekologie epigeických blešivců v České republice
Diversity, distribution and ecology of epigeous amphipods in the Czech Republic

Bakalářská práce

Školitelka: RNDr. Veronika Sacherová, Ph.D.

Praha, 2016

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 16. 8. 2016

Monika Hrdinová

Poděkování:

Děkuji své školitelce RNDr. Veronice Sacherové, Ph.D. za ochotu, poskytování cenných rad, odborné a přátelské vedení mé práce. Za poskytnutí podpory po celou dobu mého studia děkuji své úžasné přítelkyni Filí-Martině Seidlové.

ABSTRAKT:

Blešivce (Crustacea, Amphipoda) nalezneme jak ve sladkých tak slaných vodách téměř po celém světě, setkat se s nimi můžeme zcela výjimečně i na souši. Oproti jiným zemím se v České republice sice vyskytuje méně druhů blešivců, i tak se zde ale můžeme setkat s řadou druhů, která se navíc v posledních několika letech rozrůstá. Za poslední dekádu vzrostl počet druhů z 8 na 12. Přesto dosud chybí ucelenější studie, která by shrnovala jejich ekologii a distribuci. Tato práce je přehledem epigeických druhů nalézáných na území České republiky, jejich ekologie a habitatových nároků, zabývá se změnami areálu výskytu a důvody, které k těmto změnám mohou vést. Ze zjištěných vlastností druhů vyplývá, že pro zvětšování areálů druhů je vhodná zejména tolerance k výkyvům teplot, podmínkou je pak dostupnost vhodných habitatů.

Klíčová slova: různonožci, epigeický, sladkovodní, ekologie, Česká republika

ABSTRACT:

Amphipods (Crustacea, Amphipoda) can be found in fresh and brackish waters and in oceans and seas, several species live in terrestrial habitats. In comparison with other Central European countries there are fewer species of amphipods in the Czech Republic, their number, however, increased over the last decade from 8 to 12 species. Despite that, there is no recent review on ecology and distribution of those species. Presented study is an overview of epigeous species presently occurring in the Czech Republic, their ecology and habitat preferences, deals with changes in distribution areas and factors governing these changes. Based on specific features of species, it can be concluded that for expansion of distribution range a tolerance to extreme temperature peaks is needed, important is also availability of suitable habitats.

Key words: amphipods, epigeous, freshwater, ecology, Czech Republic

Obsah

1. Úvod	1
2. Biologie blešivců	2
3. Přehled historického vývoje poznání blešivců na území České republiky	3
4. Pásmo vod a migrační koridory	4
5. Epigeické druhy blešivců na území České republiky	6
5.1. Blešivec potoční <i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer 1836	7
5.1.1. Ekologie a habitatové nároky	7
5.1.2. Areál výskytu	8
5.1.3. Výskyt v České republice	8
5.2. Blešivec hřebenatý <i>Gammarus roeselii</i> Gervais 1835	9
5.2.1. Ekologie a habitatové nároky	9
5.2.2. Původní areál výskytu a jeho změny	10
5.2.3. Výskyt v České republice	11
5.3. Blešivec obecný <i>Gammarus pulex</i> Linnaeus 1758	12
5.3.1. Ekologie a habitatové nároky	12
5.3.2. Původní areál výskytu a jeho změny	13
5.3.3. Výskyt v České republice	14
5.4. Blešivec ježatý <i>Dikerogammarus villosus</i> Sowinski 1894	15
5.4.1. Ekologie a habitatové nároky	15
5.4.2. Původní areál výskytu a jeho změny	16
5.4.3. Výskyt v České republice	17
5.5. Blešivec „trubkovitý“ <i>Chelicorophium curvispinum</i> G. O. Sars 1895	18
5.5.1. Ekologie a habitatové nároky	18
5.5.2. Původní areál výskytu a jeho změny	19
5.5.3. Výskyt v České republice	20
5.6. <i>Chelicorophium robustum</i> (G. O. Sars 1895)	21
5.6.1. Ekologie a habitatové nároky	21
5.6.2. Původní areál výskytu a jeho změny	21
5.6.3. Výskyt v České republice	22
5.7. Srostlorep kráčivý <i>Synurella ambulans</i> F. Müller 1846	22
5.7.1. Ekologie a habitatové nároky	22
5.7.2. Původní areál výskytu a jeho změny	23
5.7.3. Výskyt v České republice	23
6. Fauna blešivců ČR	24
7. Závěr	27
Citovaná literatura	28

1. Úvod

Blešivci (*Amphipoda*, různonožci) jsou široce rozšířený rozmanitý podřád, vyskytující se v pestré škále habitatů; často patří mezi dominantní druhy společenstva bentických bezobratlých živočichů, ať už početně či podle biomasy (MacNeil *et al.* 1999).

Různonohých korýšů se na území České republiky vyskytuje celkem 8 druhů a poddruhů, z toho je 7 původních a 1 invazní (Farkač *et al.* 2005). Potíž je poněkud v tom, že publikace je z roku 2005, tedy více než 10 let stará. Blešivci tvoří permanentní faunu vodních bezobratlých, tj. celý jejich životní cyklus probíhá ve vodě. Do proměny ekosystémů, a zvláště vodních, se promítne i doba o mnoho kratší než je tato.

Zejména v důsledku lidské činnosti se mění, více než dříve, areály výskytu mnohých živočichů a rostlin (Väinölä *et al.* 2008). Budováním plavebních kanálů a narůstajícím turistickým ruchem se nejen narušuje, ale i vytváří nové prostředí, možnosti a cesty pro přesuny organismů. Nejinak je tomu v případě blešivců. Plavební kanály jsou jedním ze způsobů šíření pontokaspických druhů, propojují různá říční povodí skrze celou Evropu a umožňují tak šíření druhů do řek střední a západní Evropy aktivní migrací, přichycením k trupu lodí a v jejich nádržích na balastní vodu (Vaate *et al.* 2002).

V rámci přírodních jevů či opět v důsledku činnosti lidí se mění také abiotické faktory, kterými jsou: obsah kyslíku, míra znečištění, salinita, pH, vodivost a teplota vody. Tyto změny také ovlivňují výskyt blešivců (MacNeil *et al.* 1999). Nalezneme mezi nimi druhy, které mají nižší toleranci k vyššímu znečištění, změnám pH či jiným změnám v rámci vyjmenovaných faktorů.

Přesto se v posledních letech neobjevila žádná studie, která by se věnovala aktuálnímu výskytu blešivců v České republice a shrnovala tak druhy, které u nás můžeme potkat.

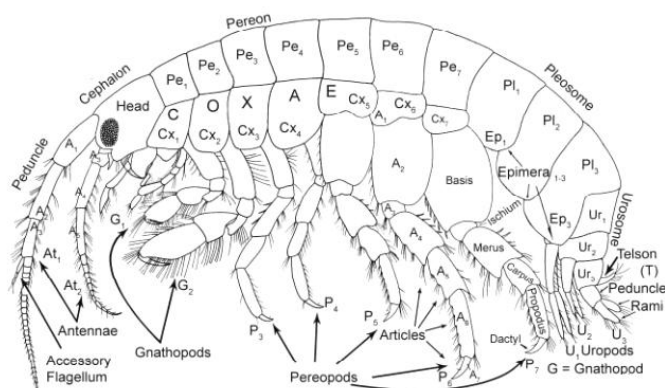
V práci, předkládané jako literární rešerše, jsem si stanovila tři hlavní cíle. Prvním je prozkoumat historický vývoj zkoumání našich blešivců. Ve starších publikacích si rovněž nelze nevšimnout zajímavého vývoje pojmenování jednotlivých druhů blešivců.

Druhým cílem je zjistit, kolik a které druhy blešivců se vyskytují na našem území - České republice - v současné době. Zaměřím se primárně na druhy epigeické (povrchové). U jednotlivých druhů blešivců budou uvedena synonyma, dále u všech blešivců bude shrnuta jejich ekologie, habitatové nároky, původní areál výskytu a výskyt v rámci ČR. Výskyt v ČR bude pro porovnání doplněn o mapy dvojího druhu (podle možností) - mapa z pravidelných monitoringů povodí a mapa vytvořená na základě pozorování odborné veřejnosti. První mapa většinou poskytuje více záznamů, ale určování vzorků provádí mnoho pracovišť a nemusí být

Třetím cílem je shrnout trendy v naší fauně blešivců, popsat změny ve složení a navrhnout faktory zodpovědné za tyto změny.

Blešivce řadíme do kmene členovci (Arthropoda), podkmene korýši (Crustacea), třídy rakovci (Malacostraca), řádu váčkovníci (Peracarida) a podřádu různonožci (Amphipoda) (Smrž 2014). Stavba těla se u jednotlivých druhů může v různých ohledech značně lišit. Rozdíly pozorujeme u ne/přítomnosti očí, kdy podzemní druhy oči nemívají - buď částečně nebo úplně (Schäferna 1925; Karaman and Pinkster 1977a; Väinölä *et al.* 2008), v různých přívěscích na těle apod. Například b. hřebenatý (*Gammarus roeselii*) se ve stavbě těla od ostatních odlišuje svými ostnitými trny, které má na hřbetu v zadní části těla (Schäferna 1925). Různý vzhled rozličných druhů blešivců může být a je prvotním znakem k určení, zda se jedná o druh vod podzemních či nadzemních. Napoví nám také bližší informace o ekologii a výskytu druhu.

Končetiny slouží k uchopování potravy a k různým způsobům pohybu - plavání, skoky a běh (Smrž 2014).



2

3. Přehled historického vývoje poznání blešivců na území České republiky

Blešivci (Amphipoda) jsou zajímavá a užitečná skupina v mnoha ohledech. Slouží jako kořist rybám, ptákům, obojživelníkům, jiným korýšům (krabům, rakům), občas i jiným blešivcům (MacNeil *et al.* 1999). Množství druhů ryb, které mají blešivce jako hlavní složku potravy, je velké a rozmanité. Ať už se jedná o druhy, které mají blešivce jako zdroj potravy jen v určité části životního cyklu, sezoně nebo vždy (MacNeil *et al.* 1999). Sami mají významnou úlohu také při rozkladu organického odpadu, označujeme je jako „drtiče“ (Kelly *et al.* 2002). Mnohé z blešivců považujeme za bioindikátory kvality vody (Goedmakers 1981) a někteří patří také mezi živočichy vhodné k ekotoxikologickým výzkumům vodních ekosystémů (Timofeyev and Steinberg 2006).

Stejně, jako se vyvíjelo poznání blešivců, se měnila také terminologie. Zpočátku často platí „co autor to jiné pojmenování druhu“. Označování je nepřesné vzhledem k dnešní době, nikoli však nezajímavé. Samozřejmě nesmíme zapomenout na historicky - územní vývoj nynější České republiky.

1851. Václav Staněk označuje Amphipoda česky za vrostlooky, žijící nejvíce v moři. Za druh našeho území považuje zdrojovce (jedn. č.) (*Gammarus*, Wasserfloh), je to zároveň jediný druh, který Staněk rozeznává (1851).

1867. Posuneme-li se v čase o několik let dopředu, mění se označení vrostlooci na blešní raky (Frič and Nekut 1867). Frič a Nekut píší o rodu *Gammarus*, ve kterém rozeznávají 3 druhy: blešivec obecný¹ (*Gammarus pulex* Deg., Gervais; *Gammarus fossarum* Koch), blešivec obecný (*Gammarus puteanus* Koch) a *Gammarus roeselii* Gervais (*G. fluvialis* Mil. Edw.). Na rozdíl od předchozích autorů se v jejich práci setkáme s konkrétnějšími nálezy blešivců. Druh *Gammarus fossarum* bylo možné nalézt v potoce, který teče od Cibulky do Košíř, v potoce v Závisti, na Štvanici (vše Praha) a u Děčína. Zároveň informují, že tento blešivec není žádnou vzácností. Z těchto tří druhů byly první dva pozorovány v Čechách. *Gammarus roeselii* byl nalezen např. v Německu, autoři předpokládají, že ho bude možné nalézt i u nás, což je o několik let později skutečně potvrzeno Schäfernou (1925).

1872. Později je druh *Gammarus puteanus* označen Fričem (1872) za blešivce studňového (Die Brunnengarnelle), kterého je možné nalézt v pražských studních a litoměřické pivnici.

1916. Antonín Nosek (1916) na počátku 20. století poukazuje na v důlních vodách již známou „bledou odrůdu podzemní“ s názvem *Gammarus pulex* var. *subterranea* a zároveň poukazuje na možnost výskytu druhu *Synurella ambulans* ve Slezsku a na Moravě.

¹ pravděpodobně se jedná o blešivce potočního

1922. O pár let později je skutečně nález druhu *Synurella ambulans* na Moravě potvrzen, a to Soudkem (1922), ačkoli ji označuje za *Synurella polonica* Wrzš. Soudek (1922) zaznamenal výskyt i blešivce hřebenatého (*Carinogammarus roeselii*) a blešivce potočního, jím označovaného za *Gammarus pulex*.

1925. Schäferna (1925) uvádí: „Dlouho platil u nás názor, že vše jest jen blešivec potoční - *Gammarus pulex* L., ač dnes víme, že v nejrůznějších našich tekoucích vodách žijí alespoň čtyři rody a druhy zajímavých těchto korýšů.“ V době, kdy vydal článek „Blešivci našich vod“, bylo na našem území (tehdy ČSR) známo celkem pět druhů blešivců. Jednalo se o b. obecného - *Gammarus pulex* L., b. Roeselova - *Carinogammarus roeselii* Gerv., srostlořepa kráčivého - *Synurella ambulans*, b. studničního - *Niphargus aquilex* var. Vejvodský (dříve nazýván *Niphargus puteanus*) a b. podzemního - *Crangonyx subterraneus* (Schäferna 1925). Z těchto druhů se přímo na území ČR vyskytovaly všechny.

1953. O více než 20 let později, zmiňuje Straškraba (1953) v úvodu své práce naše tehdejší význačné zoology věnující se skupině Amphipoda: Absolona, Mrázka, Schäfernu, Vávru a Vejvodského, a zároveň zdůrazňuje fakt, že u nás dlouho zůstala systematika blešivců na primitivní úrovni. Straškraba shrnuje nejen konkrétní nálezy blešivců, ať již své či svých kolegů, na území ČSR, ale i výskyt v jiných zemích. Jedná se o *Gammarus* (*Rivulogammarus*) *roeselii*, vyskytujícího se v řece Moravě, Bystřičce, Odře a dalších. Dále *Gammarus* (*Rivulogammarus*) *pulex pulex*, který u nás nebyl nalezen, a druh *Gammarus* (*Rivulogammarus*) *pulex fossarum*, který byl a je naopak hojně rozšířený po celém našem území. Straškraba (1958) později doplňuje údaje o blešivcích o mapy jejich výskytu.

4. Pásma vod a migrační koridory

Blešivci jsou obyvatelé tekoucích vod, a proto se u řady z nich setkáme se zařazením do rybích pásem, kde každé takové pásmo má své typické vlastnosti, a proto jejich přehled uvádím v tabulce číslo 1.

Vzhledem k tomu, že blešivci tvoří permanentní vodní faunu, mají ztížené podmínky k distribuci, s tím si ale umí výborně poradit. Na delší vzdálenosti se nejčastěji šíří plavebními kanály či v nádržích na balastní vodu. Vodní migrační koridory, jimiž se šíří druhy z Pontokaspické² oblasti směrem na západ, rozeznává Bij de Vaate (2002) trojího typu: Centrální, Jižní a Severní.

² oblast dolních toků řek, které ústí do Černého, Kaspického a Azovského moře (Berezina and Ďuriš 2008, podle * Mordukhai-Boltovskoi 1960)

Tabulka č. 1: Charakteristika rybích pásem našich toků, upraveno (Adámek 1997).

Pásmo	Charakter toku	Dno	Max. teplota vody	Koncentrace kyslíku	Výskyt ryb
Pstruhové	bystřina a potok, nadm. výška nad 500 m	kamenité až balvanovité, okrskově šterkovitý substrát/hrubý písek	15 – 18 °C	8 – 12 mg.l ⁻¹ , nasycení trvale okolo 100 %	pstruh potoční a duhový, vranka, siven
Lipanové	potoky a říčky podhůří, pahorkatin a vrchovin; nadm. výška kolem 400 – 600 m; pomalejší tok řeky než v pstruhovém pásmu	šterkovité, kamenité, písčité	18 – 20 °C	7 – 11 mg.l ⁻¹	lipan, ouklejka, mřenka, mník, stěvle
Parmové	řeky v přechodném terénu k nížinám; nadm. výška 250 – 400 m	šterkopísčité až kamenité, mírný zákal	18 – 22 °C	6 – 10 mg.l ⁻¹	parma, ostroretka, tloušť, podoustev, hlavatka...
Cejnové	pomalou tekoucí řeka, stojaté vody, rybníky, meandry, nížiny	písčité, hlinité nebo bahnité	20 – 25 °C	5 – 8 mg.l ⁻¹	cejn, kapr, štika, sumec, candát...

Centrální koridor je tvořen řekami Dněpr, Visla, Odra, Labe, Rýn. Tento koridor využili pro své rozšíření *Chelicorophium curvispinum* (Vaate *et al.* 2002) a *Dikerogammarus villosus* (Grabowski *et al.* 2007). Centrální koridor propojuje povodí Černého moře s Baltským mořem přes Dněpr a Bug - Pripjat' kanál a s povodím Severního moře skrz rozsáhlou síť vodních cest (Leuven *et al.* 2009).

Jižní koridor: Zahrnuje řeky Dunaj, Mohan, Rýn, jimiž dochází k propojení povodí Černého moře s povodím Severního moře (Leuven *et al.* 2009). Pro své šíření ho využil *D. villosus* (Vaate *et al.* 2002) a *Chelicorophium robustum* (Bernauer and Jansen 2006). Od roku 1992, kdy byl otevřen kanál Mohan – Dunaj³, je jižní koridor nejdůležitější migrační cestou pro pontokaspické druhy, které tudy migrují z Dunaje do západní Evropy (Vaate *et al.* 2002).

Severní koridor: Zahrnuje řeky Volha, jezero Beloye, jezero Oněga, jezero Ladoga, Nevu, Baltské moře. Severní koridor propojuje povodí Černého, Azovského a Kaspického moře přes Volha–Don kanál, Baltské a Bílé moře přes Volha–Baltský kanál (Leuven *et al.* 2009).

³ tento kanál propojuje povodí Rýnu a Dunaje

5. Epigeické druhy blešivců na území České republiky

K roku 2008 bylo shrnuto (Berezina and Ďuriš 2008) složení naší fauny blešivců takto:

- čtyři druhy podzemních vod: *Niphargus tatrensis* Wrzesniovsky, 1888 (blešivec karpatský), *Niphargellus arndti* Schellenberg, 1933 (blešivec Arndtův), *Niphargus aquilex* Schiödte, 1855 (blešivec studniční); *Crangonyx subterraneus* Bate, 1859
- čtyři druhy povrchových vod: *Gammarus fossarum* Koch, 1836 (blešivec potoční); *Synurella ambulans* F. Müller, 1846 (srostlorep kráčivý); *Dikerogammarus villosus* Sowinski, 1894 (blešivec ježatý), *Gammarus roeselii* Gervais, 1835 (blešivec hřebenatý).

O 8 let později (2016) bylo v České republice zaznamenáno celkem 12 druhů blešivců (Špaček 2016, os. kom.):

- pět druhů podzemních vod:

Crangonyctidea – Crangonyctidae:

Niphargus tatrensis Wrzesniovsky, 1888 (blešivec karpatský)

Niphargus aquilex Schiödte, 1855 (blešivec studniční)

Niphargus puteanus subs. *banaticus* Dobreanu & Manolache, 1936

(jde o nález dvou jedinců, bude třeba ho ověřit, Špaček 2016, os. kom.)

Niphargellus arndti Schellenberg, 1933 (blešivec Arndtův)

Crangonyx subterraneus Bate, 1859

- sedm druhů vod povrchových:

Gammaridea – Gammaridae

Gammarus fossarum Koch, 1836 (blešivec potoční)

Gammarus roeselii Gervais, 1835 (blešivec hřebenatý)

Gammarus pulex Linneaus, 1758 (blešivec obecný)

Dikerogammarus villosus Sowinski, 1894 (blešivec ježatý)

Crangonyctidea – Crangonyctidae:

Synurella ambulans F. Müller, 1846 (srostlorep kráčivý)

Corophiidea – Corophiidae

Chelicorophium curvispinum G. O. Sars, 1895 (blešivec „trubkovitý“)

Chelicorophium robustum G. O. Sars, 1895

5.1. Blešivec potoční *Gammarus fossarum* Koch, in Panzer 1836

Synonyma používaná v ČR: *Gammarus pulex* (Soudek 1922), *Gammarus (Rivulogammarus) pulex fossarum* (Hrabě 1954; Straškraba 1958, 1959), *Gammarus (Rivulogammarus) fossarum* (Straškraba 1962).

5.1.1. Ekologie a habitatové nároky

Blešivec potoční obývá převážně horní části toků neznečištěných, tekoucích vod (Nijssen 1963; Lukančič *et al.* 2009), je typickým zástupcem makrozoobentosu pstruhového a lipanového pásma (Adámek 1997; Sukop *et al.* 2010). Nejvíce jedinců se vyskytuje v místech větší sedimentace zbytků rostlin, tedy pod kameny, mezi mechy a rozrazilem potočním (*Veronica beccabunga*) (Hartman *et al.* 1998).

Důležitá je čistota vody (Košel *et al.* 2003), snáší vyšší rychlost proudu (Pöckl *et al.* 2003; Nesemann *et al.* 1995) a nižší teplotu vody (Nesemann *et al.* 1995). Pokud se v blízkosti nevyskytuje b. obecný (*Gammarus pulex*), tak b. potočního nalezneme i ve středních a dolních úsecích potoků a řek s nižší rychlostí proudu (Nesemann *et al.* 1995).

Potravní ekologie. Blešivce potočního řadíme mezi detritovory (Abel and Bärlocher 1988), převážně drtící svou potravu (Košel *et al.* 2003; Schmidlin *et al.* 2015b).

Teplotní nároky. Teplota vody hraje významnou roli ve výskytu b. potočního. Maximální teplota vody v pstruhovém pásmu se pohybuje v rozmezí 15-18 °C, v pásmu lipanovém mezi 18-20 °C (Adámek 1997), obě pásma teplotně korespondují s výskytem blešivce podle Pöckla a Humpesche (1990). Pokud srovnáváme výskyt tohoto druhu při různých maximálních letních teplotách, dá se říci, že ho jen vzácně nalezneme v potocích o teplotách pod či rovno 10 °C, při teplotách 10-15 °C již potkáme početné skupinky a hojně se vyskytuje při 15-20 °C. Naopak při vyšších teplotách (20-24 °C) buď chybí, nebo se vyskytuje vzácně (Pöckl and Humpesch 1990). Teplota se odráží i v rychlosti příjmu potravy, v experimentálních podmínkách v testovaném rozmezí 10-18 °C rostla rychlost příjmu potravy téměř lineárně (Schmidlin *et al.* 2015b).

Nároky na kyslík. Blešivec potoční je náročný na obsah kyslíku ve vodě (Hartman *et al.* 1998; Lukančič *et al.* 2009), ten je dalším z důležitých kritérií vod, ve kterých se vyskytuje. V pásmu pstruhovém se koncentrace kyslíku pohybuje v rozmezí 8-12 mg.l⁻¹, v pásmu lipanovém v rozmezí 7-11 mg.l⁻¹ (Adámek 1997).

pH vody. Tento druh patří mezi druhy velmi citlivé na pH vody (Felten and Guerold 2001). Optimálním pH je pro něj podle studie Simčiče a Brancelje (2006) rozmezí 7,0-9,0. V experimentálních podmínkách při nízkém pH (4,5-5,0) přežilo pouze 35 % jedinců, při pH 5,5-6,0 přežilo 85 % a při neutrální (7,0-7,8) a alkalické (8,5-9,0) hodnotě pH přežili všichni

jedinci (Simčič and Brancelj 2006). V jiném experimentu byl testován vliv velmi nízkého pH (Meinel *et al.* 1985) a ukázalo se, že při pH pod 4,0 dochází k rychlému úhynu jedinců tohoto druhu postupným zhroucením metabolismu. Dá se říci, že pH 4 představuje hranici pro přežití tohoto druhu. Pod hranicí pH 5 navíc b. potoční již přestávají přijímat potravu (Dangles and Guérol 2000).

Salinita. Blešivec potoční je sladkovodní druh (Pöckl 1992).

Antropogenní znečištění. Podle Meijeringa (1991) patří b. potoční spolu s b. hřebenatým a b. obecným mezi organismy citlivější na změny životního prostředí způsobené lidmi. Tyto změny se nejčastěji týkají nedostatku kyslíku v důsledku znečištění vody a nízkého pH, tedy okyselení vody (Meijering 1991). Ve střední Evropě se b. potoční řadí mezi nejběžnější bioindikátory nízkého pH vody (Raddum and Skjelkvåle 2001). Často je využíván pro různé ekotoxikologické testy (Lukančič *et al.* 2009), např. při kontaminaci síranem měďnatým (nejčastější kontaminant uvolňovaný při zemědělských činnostech) (Schmidlin *et al.* 2015a).

5.1.2. Areál výskytu

Přednost dává vyšším a středním nadmořským výškám. Obecně patří mezi nejpočetnější druhy blešivců, vyskytující se ve sladkovodních potocích hornatých částí východní, jihovýchodní a střední Evropy (Pöckl *et al.* 2003; Karaman and Pinkster 1977a; Goedmakers 1981; Nesemann *et al.* 1995).

Blešivce potočního nalezneme v některých tocích na území Německa, Francie, Rakouska, Maďarska, Švýcarska, Belgie, Slovinska a Slovenska (Ladewig *et al.* 2002; Goedmakers 1981; Meyran *et al.* 1997; Nesemann *et al.* 1995; Altermatt *et al.* 2014; Messiaen *et al.* 2010; Lukančič *et al.* 2009; Košel *et al.* 2003).

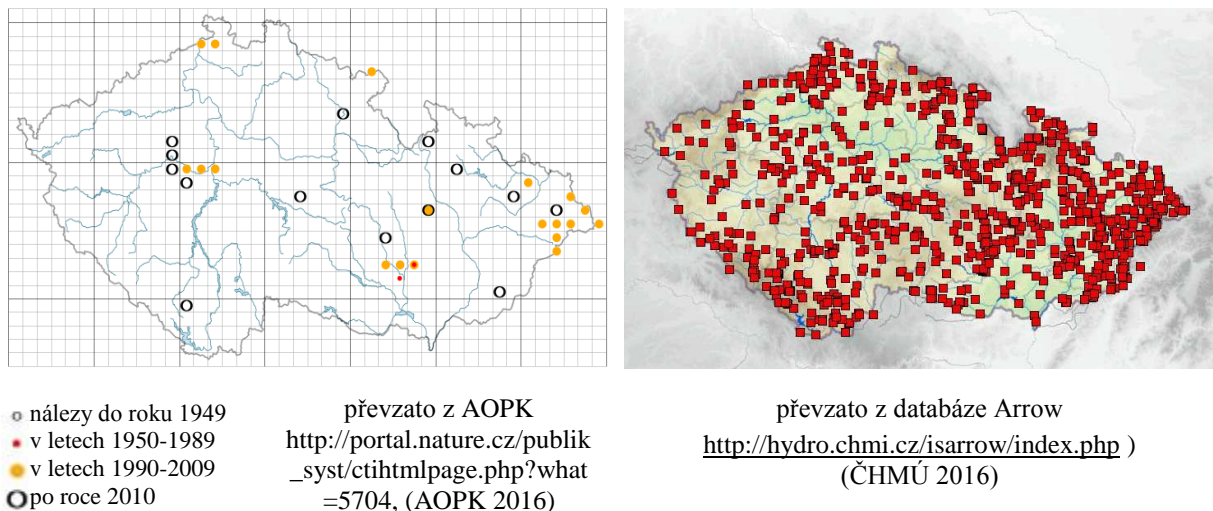
5.1.3. Výskyt v České republice

V České republice je b. potoční nejběžnějším a nerozšířenějším druhem (Hrabě 1954), při pohledu na mapu rozšíření je vidět, že tvrzení Hraběte z roku 1954 platí až do dnešní doby. Větších hustot dosahuje, dle mapy z databáze Arrow, na východě republiky, tedy v povodí Moravy a Odry, naopak méně častý je výskyt na západě území v povodí Ohře. Obecně se ale v ČR vyskytuje téměř všude ve vhodných tekoucích vodách.

Konkrétní publikované nálezy v posledních letech popisují, že b. potoční byl nalezen v rámci sledování kvality vody v Moravici a jejím přítoku - Bělokamenném potoce v roce 2004 (Sukop 2006). Dále byl nalezen ve středním toku řeky Dyje v úseku Podhradí, Střelnice, Hardegg, Papírna, Tasovice, Dyjákovice, Gránický potok (Sukop *et al.* 2010); v říčce Bobrava

(přítok Svratky) (Sukop 2008a); v Udáneckém (Udánky, Moravská Třebová) a Kunčickém (Nová Ves, Kunčina, Moravská Třebová) potoce (Sukop 2008b). Další místa výskytu jsou zaznamenána v následujících dvou mapách.

Mapa rozšíření blešivce potočního v ČR



5.2. Blešivec hřebenatý *Gammarus roeselii* Gervais 1835

Synonyma používaná v ČR: *Carinogammarus roeselii* (Schäferna 1922; Nosek 1916; Soudek 1922), *Carinogammarus triacanthus* (Schäferna 1922), *Gammarus* (*Rivulogammarus*) [syn. *Carinogammarus*] *roeselii* (Hrabě 1954), *Gammarus* (*Rivulogammarus*) *roeselii* (Straškraba 1958, 1959).

5.2.1. Ekologie a habitatové nároky

Blešivec hřebenatý je součástí zoobentosu parmového pásma (Hartman *et al.* 1998). Preferuje dolní toky větších řek (Pöckl *et al.* 2003). Nalezneme ho také ve středních úsecích tekoucích vod s mírnou rychlostí proudu a teplotou mezi 10-20 °C, v těchto místech žije spolu s b. potočním (Nesemann *et al.* 1995; Pöckl and Humpesch 1990). V lokalitách nižších hor až rovin, kde řeky tečou pomalým proudem a dosahují maximální teploty 20-24 °C, patří mezi dominantní druhy blešivců (Nesemann *et al.* 1995; Pöckl and Humpesch 1990).

Potravní ekologie. Blešivec hřebenatý získává potravu drcením, méně často potravu také sbírá a spásá (Košel *et al.* 2003) nebo se chová jako predátor (Krisp and Maier 2005).

Teplotní nároky. Blešivec hřebenatý se ve vodách o maximální teplotě pod či rovno 10 až 15 °C vyskytuje jen vzácně nebo vůbec, naopak při teplotách mezi 15 až 24 °C je jeho výskyt početný až hojný (Pöckl and Humpesch 1990). Podle Pöckla a Humpesche (1990) je rozdílná teplota vody, za předpokladu ostatních parametrů vody vhodných pro život jak b. hřebenatého tak potočního, vysvětlením, proč se na určitých úsecích toku oba druhy střetávají v podobném poměru a na jiných převažuje jen jeden z nich.

Nároky na kyslík: V porovnání s ostatními sladkovodními blešivci (b. potočným, b. obecným) toleruje b. hřebenatý širší rozpětí obsahu kyslíku ve vodě (Meijering 1991). Vyšší odolnost k nižší koncentraci kyslíku a vyšším teplotám v porovnání s b. obecným popsal již Karaman *et al.* (1977b). Můžeme ho nalézt ve vodách s rozpuštěným kyslíkem v hodnotě 6,8 O₂ mg.l⁻¹ (Paganelli *et al.* 2014).

pH vody. Informace o optimálním pH není dostupná. Pravděpodobně mu ale vyhovuje neutrální prostředí, nalezen byl ve vodě o pH 7,2 (Paganelli *et al.* 2014).

Salinita. Blešivec hřebenatý patří mezi sladkovodní druhy blešivců (Altermatt *et al.* 2014). Výzkum Piscarta *et al.* (2007) přinesl zajímavý výsledek ohledně tolerance salinity b. hřebenatého v závislosti na jeho napadení parazitem *Polymorphus minutus*⁴. V případě napadení tímto parazitem je průměrná letální koncentrace soli o mnoho vyšší (17,3 ‰) než u nenakažených blešivců (9,7 ‰)⁵ (Piscart *et al.* 2007).

Habitat. Experiment v laboratorních podmínkách s preferencí typu mikrohabitatu a chování v přítomnosti a nepřítomnosti kairomonů⁶ vylučovaných mníkem jednovousým (*Lota lota*) přinesl očekávatelný výsledek. V nepřítomnosti predátora (kairomonů) dává b. hřebenatý spíše přednost hrubému substrátu, šterku, v opačném případě se nachází více mezi oblázky (Baumgärtner *et al.* 2003). Před predátorem se může lépe schovat v členitějším substrátu. V rozdílných substrátech vykazuje také rozdílný typ chování. Méně plave a leze, pokud je mezi oblázky a nablízku vnímá predátora, naopak ve šterku jeho aktivita stoupá - je ochoten riskovat predací při hledání si lepšího úkrytu (Baumgärtner *et al.* 2003).

5.2.2. Původní areál výskytu a jeho změny

Blešivec hřebenatý patří původem mezi korýše z balkánského území (Paganelli *et al.* 2014; Karaman and Pinkster 1977b; Piscart *et al.* 2007). Karaman *et al.* (1977b) navrhl, že možným evolučním centrem původu je jihovýchodní Evropa nebo Malá Asie.

Z míst původního výskytu⁷ se začal šířit, pravděpodobně od 19. století, do západní a severní Evropy skrze jižní invazní koridor Dunaj - Rýn (Grabowski *et al.* 2007). Podle Nesemanna *et al.* (1995) rozšíření b. hřebenatého usnadnil vznik Ludwigskanalu, spojujícího Rýn s Dunajem od roku 1845. Ale invaze do západní Evropy musela začít dříve, než tento kanál vznikl, protože v okolí Paříže byl identifikován již roku 1835 Gervaisem

⁴Goeze, 1782; *Acanthocephala*. b. hřebenatý je mezihostitelem tohoto parazita (Bauer *et al.* 2005), konečným hostitelem jsou vodní ptáci (Nicholas and Hynes 1958).

⁵ obě hodnoty určeny pro 50% úmrtnost b. hřebenatého

⁶ chemický komunikační signál, který přináší užitek jeho příjemci

⁷ Balkánský, Peloponéský, Anatolský poloostrov (Malá Asie)

(Nesemann *et al.* 1995). Neúmyslné šíření člověkem, např. pomocí vodních rostlin, mohlo být jedním ze způsobů, jak se začal šířit ještě před otevřením Ludwigskanalu (Jażdżewski 1980).

Nyní je b. hřebenatý rozšířeným druhem ve střední, jihovýchodní, východní, jižní a západní Evropě (Baumgärtner *et al.* 2003; Grabowski *et al.* 2007; Jażdżewski and Konopacka 1993). V západní Evropě bývá často nacházen spolu s b. obecným (Kaldonski *et al.* 2008). Střední Evropu, kde je často označován jako již dávny nepůvodní kolonizátor, který je „dobře zabydlený“ přičemž se ale nejedná o druh invazivní (Grabowski *et al.* 2007), osídlil již v 19. století (Kley *et al.* 2009), např. Švýcarsko v roce 1850 (Altermatt *et al.* 2014).

Dalšími evropskými místy výskytu b. hřebenatého jsou některé toky v Itálii, Polsku, Francii a Německu (Paganelli *et al.* 2014; Grabowski *et al.* 2009; Bauer *et al.* 2005; Baumgärtner *et al.* 2003).

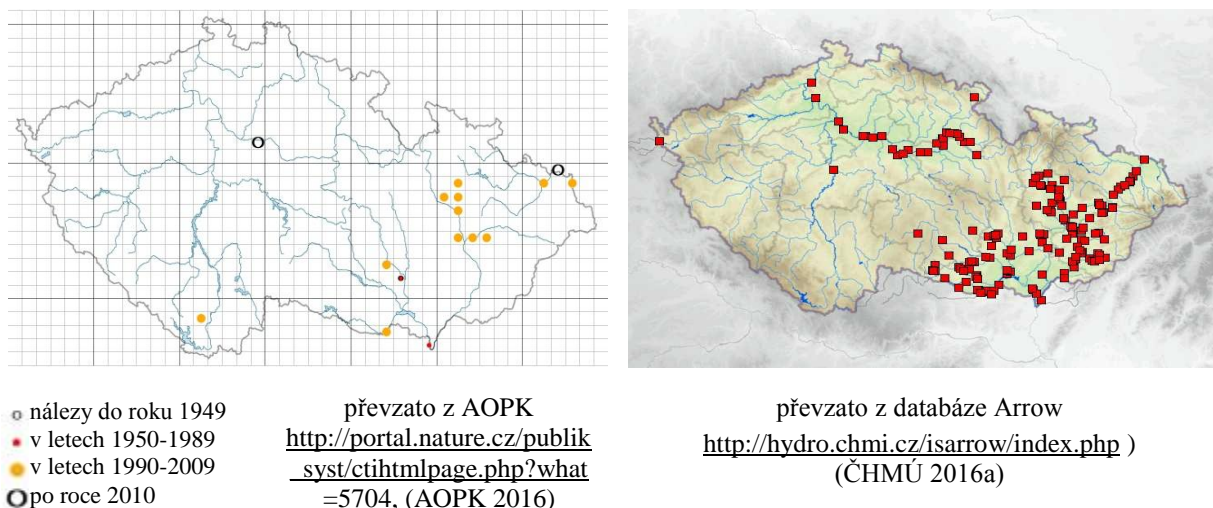
5.2.3. Výskyt v České republice

Na území Moravy je b. hřebenatý považován za původní součást naší fauny, na území Čech původně nezasahoval (Straškraba 1958). Na obou mapách můžeme vidět jeho hojnější výskyt právě na Moravě. Sekundárně se rozšířil na území Čech, do povodí Labe (Petrusek 2006). Na mapě z databáze Arrow můžeme toto sekundární rozšíření vidět jako nenavazující pás červených značek. Toto rozšíření proběhlo pravděpodobně z řeky Orlice, která je přítokem Labe, kam byl zavlečen rybím potěrem (Kolaříková *et al.* 2014, podle Špačka os. kom.). Podle Petruska (2006) sice není vyloučené, že se mohlo jednat o přirozený proces, pravděpodobnější se ale Petruskovi jeví nezáměrné zavlečení lidskou činností.

Výskyt b. hřebenatého v Labi je poprvé zmíněn v roce 1999, kdy byl pozorován ve Valech a Němčicích, dále se šířil po proudu do Lysé nad Labem (2002) a Obříství (2002), přičemž do roku 2005 nebyl nalezen ve Vltavě (Kolaříková *et al.* 2014).

Blešivec hřebenatý se v ČR objevuje na řadě míst. Konkrétně je uváděn ze středního toku řeky Dyje v úseku Střelnice, Hardeg, Papírna, Tasovice, Dyjákovice, Gránický potok (Sukop *et al.* 2010); z Lednických rybníků Pálavy - lokalita Podzámecký (Sukop 2007) a Prostřední (Heimlich and Sukop 2008); z říčky Bobrava (přítok Svratky) (Sukop 2008a) a z Labe z lokalit - Střekov, Veletov, Valy, Němčice, Opatovice n. Labem, Hradec Králové (Špaček *et al.* 2003).

Mapa rozšíření blešivce hřebenatého v ČR



5.3. Blešivec obecný *Gammarus pulex* Linnaeus 1758

Synonyma používaná v ČR: *Gammarus (Rivulogammarus) pulex pulex* (Hrabě 1954; Straškraba 1953, 1958).

5.3.1. Ekologie a habitatové nároky

Blešivec obecný obývá převážně prameny a horní toky malých řek s nízkou rychlostí proudu (Pöckl *et al.* 2003). Nalezneme ho i ve velkých řekách, kde se vyskytuje hlavně ve středním úseku, tedy v části pod výskytem b. potočního (Pöckl *et al.* 2003).

Potravní ekologie. Obecně jsou blešivci řazeni do funkční potravní skupiny herbivorů-drtičů (shredders) (Cummins and Klug 1979). Nejinak je tomu u b. obecného. Některé studie ale navrhují, že b. obecný je také predátor. Pokud má na výběr mezi listovým opadem a nymfami jepic *Baetis rhodani*⁸, konzumuje o něco více jepice (Kelly *et al.* 2002). Listový opad konzumuje vždy, v případě, že je ale přítomna živá kořist, je tomu však méně, role drtiče i predátora jsou vyvážené, pravděpodobně v závislosti na dostupnosti a kvalitě kořisti (Kelly *et al.* 2002). Kromě listového opadu a drobných bezobratlých se živí také řasami a houbami rostoucími v detritu (Moenickes *et al.* 2011).

Teplotní nároky. Blešivci obecnému vyhovuje voda střední teploty v rozmezí 10-20 °C, dokáže se přizpůsobit i rozmezí 5-27 °C (Maazouzi *et al.* 2011). V porovnání s b. ježatým snáší vyšší teploty vody, dokáže přežít dokonce i 30 °C, zatímco b. ježatý maximálně 27 °C (Maazouzi *et al.* 2011). Míra přežití se u obou blešivců s teplotou přesahující 20 °C snižuje (Maazouzi *et al.* 2011). Optimální teplota pro růst mláďat b. obecného byla experimentálně

⁸ Pictet, 1843

stanovena na 20–21 °C, pro dospělé okolo 15 °C (Sutcliffe *et al.* 1981). Obecně dává přednost teplotám vody pod 20 °C a dobře okysličeným lokalitám (Gledhill *et al.* 1993).

Nároky na kyslík. Můžeme ho potkat ve vodách s poměrně nízkým obsahem kyslíku (Meijering 1991). Maltbym *et al.* (1995) byl b. obecný experimentálně vystaven pěti rozdílným koncentracím rozpuštěného kyslíku v rozmezí 0,5 až 10 mg O₂.l⁻¹ po dobu 24 hodin. V porovnání s dospělci vykazují mláďata vyšší míru tolerance k nižším hodnotám koncentrace rozpuštěného kyslíku. Letální koncentrace kyslíku je v laboratorních podmínkách pro dospělé 1 mg.l⁻¹ a pro mláďata 0,5 mg.l⁻¹, a zatímco při koncentraci 1,5 mg.l⁻¹ umírá 80 % dospělců, mláďat jen 10 % (Maltby 1995).

pH. Na kyselost prostředí je b. obecný citlivý a ve vodách o hodnotě pH nižší než 5,7 se obvykle nevyskytuje (Sutcliffe and Carrick 1973). V experimentálních podmínkách se hodnotě pH pod 6 dokonce aktivně vyhýbá (Costa 1967). Přesto byl nalezen i v kyselých potocích s pH 4,5–5,5 v Bretani a Normandii ve Francii (Pinkster *et al.* 1970). Ve Francii byl nalezen ve vodách o pH v rozmezí 4,5 až 7,0 (Pinkster *et al.* 1970). Nižší pH vody snáší lépe než b. potoční, ale oba druhy se kyselému prostředí spíše vyhýbají (Peeters and Gardeniers 1998). Úmrtnost 50 % jedinců b. obecného během 1 dne byla prokázána při pH mezi 3,8 a 4,0 (Naylor *et al.* 1990), zatímco u b. potočního při pH v rozmezí 4,0–4,5 (Meinel *et al.* 1985).

Salinita. Blešivec obecný je druh obývající sladkovodní prostředí (Maltby *et al.* 1990).

Habitat. Blešivec obecný preferuje heterogenní substrát, tvořený detritem nebo detritem smíchaným s pískem, štěrkem nebo listím (Tolkamp 1981).

Mnoho vědců se věnuje zkoumání chování původních blešivců v přítomnosti nových druhů blešivců. Van Riel *et al.* (2007) poukázal u b. obecného na změny v obývaném substrátu a aktivitě. V přítomnosti b. ježatého se b. obecný přesunul z větších kamenů směrem k menším kamenům a začal se více pohybovat, naopak u b. ježatého nedošlo k žádné změně v chování (van Riel *et al.* 2007).

5.3.2. Původní areál výskytu a jeho změny

Původem se jedná o evropský druh, přesnou distribuci není snadné zjistit, protože byl na různá místa, především ostrovy, zavlečen lidmi (Dick 2008).

Blešivec obecný je domácím druhem ve vodách na území Velké Británie, Švýcarska, Belgie, Francie, Německa a mnoha dalších zemích (Truhlar and Aldridge 2015; Altermatt *et al.* 2014; Messiaen *et al.* 2010; Bauer *et al.* 2005; Krisp and Maier 2005).

V 50. letech 20. století byl záměrně zavlečen rybáři do Severního Irska z Yorkshiru, kvůli zlepšení rybolovu (Strange and Glass 1979).

Mezi lety 1949 až 1956 byl b. obecný introdukován ze tří lokalit (řeka Crogga - ostrov Man, řeky Terrig a Rhytalog – Wales, potok Greasby – Liverpool) do vod v jižní části britského ostrovu Man⁹ se záměrem ekologického pokusu (MacNeil *et al.* 2009). V této části se do té doby buď žádní blešivci nevyskytovali nebo jen druh *Gammarus duebeni celticus*. MacNeil *et al.* (2009) zkoumali v roce 2005 dlouhodobou interakci mezi b. obecným a *G.d. celticus*. Došli k závěru, že prvotní rozdělení obou druhů podle výzkumu Hynese přetrvává i po více než 50 letech - jen 10 % ze zkoumaných míst na ostrově bylo obsazeno oběma druhy.

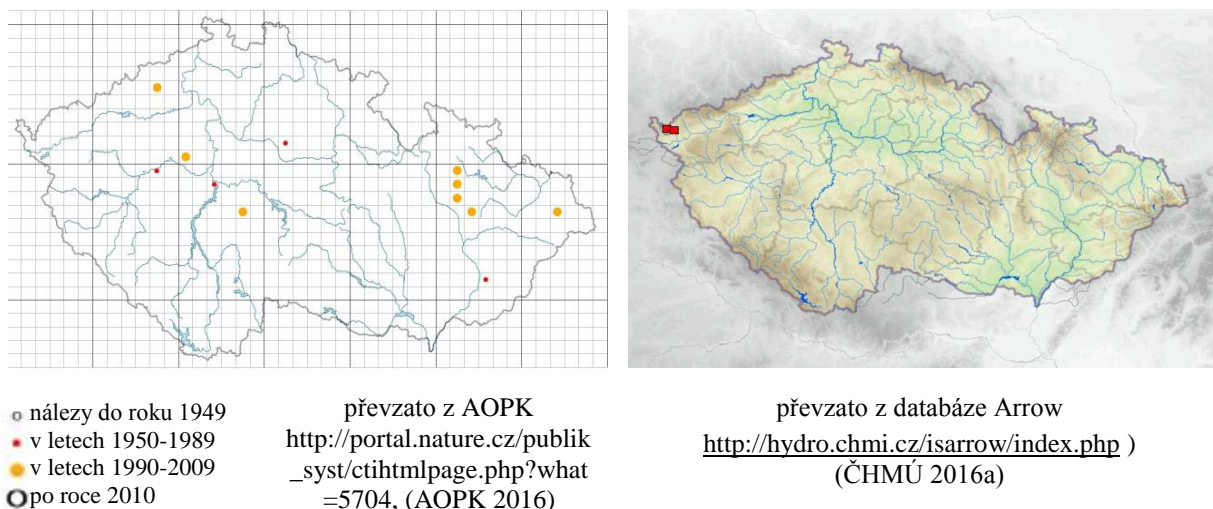
Šíření b. obecného pokračovalo do Irska, v roce 1988 byl zaznamenán v hrabství Wicklow v řece Brittas (McLoughlin and Reynolds 2001, podle *Keatinge 1989). V Irsku se dále vyskytuje v řekách Boyne a Blackwater, což může být důsledkem přirozené kolonizace skrze toky Severního Irska (McLoughlin and Reynolds 2001).

5.3.3. Výskyt v České republice

Podle Ďurišové (2012) byl na našem území do roku 2012 nalezen b. obecný pouze v řece Plesná, u západních hranic s Německem. Do Plesné se pravděpodobně dostal na území Německa, protože v žádném jiném přítoku této řeky v ČR se nevyskytl (Ďurišová *et al.* 2012).

Západní část ČR je k roku 2012 jediným potvrzeným místem výskytu b. obecného u nás (Ďurišová *et al.* 2012), což můžeme vidět i na mapě z databáze Arrow. Na druhé mapě (AOPK) je výskytů více, pocházejí zejména z faunistických průzkumů v letech 1979 (Pecina P. 1979: Příspěvek k poznatkům o zvířené SPR Týřov), 1982 (Polášek A.: Průzkum PP Na Letišti), a 2005 (Maňas M.: Monitoring raků, terénní šetření).

Mapa rozšíření blešivce obecného v ČR



⁹Isle of Man; nachází se mezi Anglií, Skotskem a Severním Irskem v Irském moři

5.4. Blešivec ježatý *Dikerogammarus villosus* Sowinski 1894

Synonymum používané v ČR: *Dikerogammarus villosus bispinosus* (Hrabě 1954; Straškraba 1962).

5.4.1. Ekologie a habitatové nároky

Vzhledem k velmi agresivnímu chování b. ježatého k původním obyvatelům vod, které obsazuje, se mu přezdívá „killer shrimp“ (Tricarico *et al.* 2010). Jedná se o nebezpečného predátora, který zabíjí, nebo „jen“ zraní více jedinců, než je schopen zkonzumovat (Dick *et al.* 2002). V ČR je zařazen do Černého¹⁰ seznamu nepůvodních druhů (Pergl *et al.* 2016).

Přednost dává nížinným oblastem, nalézt ho můžeme méně často i v pahorkatinách (Košel *et al.* 2003).

Potravní ekologie. Blešivec ježatý patří, podobně jako většina ostatních blešivců, mezi drtiče a detritovory (Košel *et al.* 2003). Kromě toho, vzhledem ke své velikosti, dosahující až 30 mm (Pöckl 2007; Nesemann *et al.* 1995), dokáže zkonzumovat také jikry, juvenilní jedince ryb, dokonce i oslabené drobnější bezobratlé a malé ryby (Dick *et al.* 2002; Casellato *et al.* 2006).

Teplotní nároky. Podle Bruijse *et al.* (2001) je optimální teplotou pro metabolismus b. ježatého, naměřenou v laboratorních podmínkách, rozmezí 20 - 23 °C, horní letální teplota je v rozmezí 30 - 35 °C. Maazouziho *et al.* (2011) studie ale došla k závěru, že toleruje teploty jen do 25 °C. Autor tento rozdíl vysvětluje rozdílnou délkou prováděných výzkumů. Maazouzi *et al.* (2011) zároveň uvádí u b. ježatého preferovanou teplotu v rozpětí 5 - 15 °C.

Nároky na kyslík. Co se týče náročnosti b. ježatého na kyslík, letální hodnota obsahu kyslíku ve vodě byla stanovena na 0,380 O₂ mg.l⁻¹ (Arbačiauskas and Gumuliauskaitė 2007, podle *Dedju 1980). Preferuje dobře prokysličené vody (Boets *et al.* 2010b).

pH. Blešivec ježatý žije ve vodách s vyšším pH (6,8 až 8,6), přičemž do pH 8 jeho početnost téměř lineárně stoupá (Boets *et al.* 2010b).

Salinita. Setkat se s ním můžeme ve vodách brakických a sladkých (Boets *et al.* 2016). Blešivec ježatý patří mezi euryhalinní¹¹ (Jażdżewski *et al.* 2005) a eurytermní¹² druhy (Bruijs *et al.* 2001). Pokusy s tolerancí k salinitě ukázaly, že hodnota nad 25 ‰ je pro něj letální (Bruijs *et al.* 2001). Optimální hodnota salinity vody je pro tento druh v rozmezí 0 až 10 ‰, během 10 dní se dokáže adaptovat i na salinitu v hodnotě 20 ‰ (Bruijs *et al.* 2001)

Habitat. Blešivec ježatý je přítomný téměř ve všech typech substrátových podkladů řek, kromě písčitého (Devin *et al.* 2003; Boets *et al.* 2010b). Vysokých hustot může dosahovat

¹⁰ „druhy, jejichž výskyt by měl být určitým způsobem omezován“ (Pergl *et al.* 2016)

¹¹ snáší velké změny v koncentraci soli ve vodě

¹² snáší široký rozsah teplot

v řekách s valouny a ponořenými kořeny stromů podél břehů (Devin *et al.* 2003). Na dně řek dochází k jejich rozmístění podle velikosti, a to tak, že mláďata se vyskytují mezi kořeny a na makrofytech, a dospělé jedince nalezneme na valounech (Devin *et al.* 2003). Rozmístěním podle své velikosti získávají mnoho výhod (Devin *et al.* 2003). Dospělci jsou chráněni před predátory a vysokou rychlostí proudu, dále tím, že žijí ve skupině stejně vyspělých jedinců, zvyšují šanci na nalezení partnera k rozmnožení (Greenberg and Dahl 1996; Devin *et al.* 2003). Mláďata, žijící ve skupinkách mezi rostlinami, se tím vyhýbají vnitrodruhové predaci a kanibalismu (Devin *et al.* 2003). Požírání mláďat dospělými je pro blešivce běžným fenoménem (MacNeil *et al.* 1999).

Úspěch druhu, který na dané lokalitě není domácím, souvisí s jeho schopností využít dostupné habitaty a s překrýváním jeho prostorové niky s nikami jiných druhů, původně přítomných v daném habitatu (Devin *et al.* 2003). Krátká doba embryonální vývoje, poměrně malá vajíčka, rychlý růst vajíček, rychlý růst jedince, brzká pohlavní zralost či velká reprodukční kapacita, jsou znaky typické pro invazivní druhy jakým je b. ježatý (Pöckl 2007). Spolu se schopností se rychle šířit se pravděpodobně brzy stane kosmopolitně rozšířeným druhem (Devin *et al.* 2003).

5.4.2. Původní areál výskytu a jeho změny

Blešivec ježatý je původem pontokaspický blešivec (Tricarico *et al.* 2010), nyní široce rozšířený po celé západní a střední Evropě (Boets *et al.* 2013). Střední Evropu začal obsazovat v 90. letech 20. století (Kley *et al.* 2009). Evropou se šíří rychle a způsobuje vytlačování původních druhů, např. b. obecného (Josens *et al.* 2005). Pro svou expanzi využil jižní a centrální koridor (Vaate *et al.* 2002).

Poté, co b. ježatý obsadil dolní a střední tok Dunaje, byl v roce 1992 poprvé nalezen i v horním toku Dunaje, kousek od Straubingu a Regensburgu (Nesemann *et al.* 1995). V roce 1994 byl objeven v dolním toku řeky Rýn v Nizozemsku (Vaate and Klink 1995). Z řeky Rýn pokračoval Středoněmeckým průplavem¹³ do Labe (Grabow *et al.* 1998; Schöll and Balzer 1998) kam pronikl pravděpodobně někde v okolí Magdeburku v roce 1998 (Pfeiffer 2005; Grabow *et al.* 1998; Tittizer *et al.* 2000). Průběh šíření b. ježatého z Magdeburku do České republiky je zaznamenán na přiložené mapě od Bereziny a Ďuriše (2008). Ve sladkovodních úsecích Labe se řadí k eudominantním druhům (Pfeiffer 2005).

Blešivec ježatý se dále vyskytuje v některých tocích na území Francie, Belgie, Polska, Itálie, Švýcarska, Rakouska, Běloruska, Německa, Maďarska, Nizozemska a Slovenska

¹³ spojuje Rýn, Vezuru (Wesser), Labe a Odru

(Bollache *et al.* 2004; Josens *et al.* 2005; Jażdżewski *et al.* 2005; Casellato *et al.* 2006; Altermatt *et al.* 2014; Pöckl 2007; Mastitsky and Makarevich 2007; Bernauer and Jansen 2006; Nesemann *et al.* 1995; Vaate and Klink 1995; Šporka 1999).

Jeho výskyt je zaznamenán i z Ženevského jezera (Bollache 2004). V roce 2010 se poprvé objevil na Britských ostrovech (MacNeil *et al.* 2010) a očekává se, že se b. ježatý objeví také v severní Americe (Ricciardi and Rasmussen 1998).

5.4.3. Výskyt v České republice

Na přiložených mapách vidíme, že k průniku do ČR dochází prostřednictvím řeky Labe, přes Hřensko a Děčín. Blešivec ježatý se vyskytuje od Hřenska/Schmilky¹⁴ k limnickému slapovému úseku Labe (dolní tok, který je ovlivněn přílivem a odlivem moře) (Pfeiffer 2005; Petrusek 2006).

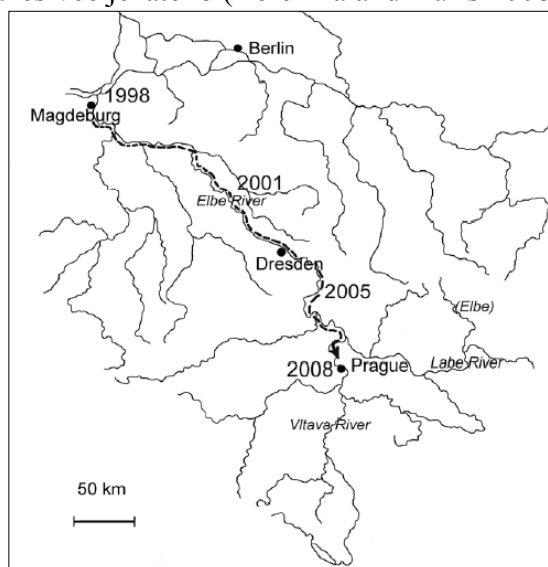
Podle Kolářové *et al.* (2014) se v české části Labe, konkrétně v oblasti Hřenska, začal vyskytovat v roce 2001. Podle Kolaříkové *et al.* (2014) byl v Hřensku poprvé nalezen v roce 2002. Do roku 2003 byl zaznamenán jen v profilech od státní hranice po Střekov (Špaček *et al.* 2003). O dva roky později (2005) se jeho výskyt rozšířil minimálně do Kel (Mělnicko), což odpovídá 115 km vzdálenosti proti proudu od státní hranice (Petrusek 2006, podle Špačka os. kom., 2005).

Ve stejném roce jako se objevil na Mělnicku, byl zaznamenán i v pražské části Podolí, ve Vltavě (Kolaříková *et al.* 2014). Podolí je podobně jako např. Hřensko a Děčín, se svým typem habitatu vhodné pro život b. ježatého. Nabízí mu suchozemskou vegetaci zasahující až do vody a kamenité dno pokryté bahnem (Kolaříková *et al.* 2014). V roce 2008 byl b. ježatý nalezen ve Vltavě, kousek od Karlova a Mánesova mostu v Praze (Berezina and Ďuriš 2008).

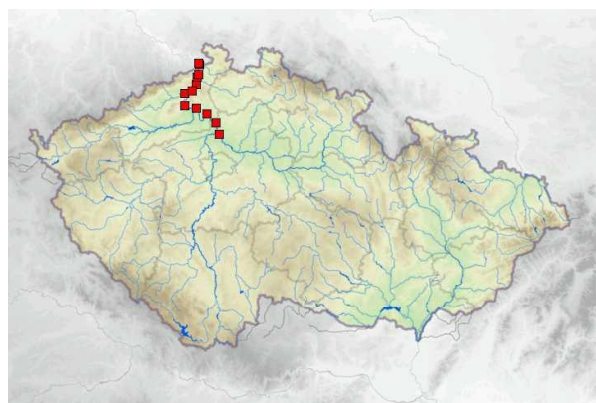
Podle Kolářové *et al.* (2014) se limitujícím faktorem pro jeho šíření zdá být přítomnost šterkovitého substrátu, protože v místech s vyšším výskytem b. ježatého (Hřensko, Děčín, Velké Březno, Liběchov) substrát šterk obsahuje, naopak v místech, kde nebyl nalezen v tak vysokých počtech (Obříství, Lysá nad Labem), šterk v substrátu chybí.

¹⁴ profil hranic České republiky s Německem

Mapa Vltavy a Labe s roky výskytu blešivce ježatého (Berezina and Ďuriš 2008)



Mapa rozšíření blešivce ježatého v ČR



převzato z databáze Arrow
<http://hydro.chmi.cz/isarrow/index.php>
 (ČHMÚ 2016a)

5.5. Blešivec „trubkovitý“ *Cheilicorophium curvispinum* G. O. Sars 1895

Synonymum používané v ČR: *Corophium curvispinum* var. *devium* (Hrabě 1954).

5.5.1. Ekologie a habitatové nároky

Cheilicorophium curvispinum řadíme do čeledi *Corophiidae*, primárně mořských organismů (Väinölä *et al.* 2008), pronikajících ale i do brakických a sladkovodních habitatů.

Setkat se s ním můžeme na dně vod tekoucích i stojatých, kde si na pevném podkladu staví různě velké trubičky, které jsou tvořené kameny, dřevem, rostlinami a obalené bahnem (Väinölä *et al.* 2008; Den Hartog *et al.* 1992). V nich žije, může se skrývat před predátory, a také jimi snižuje konkurenceschopnost např. slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*) (Van den Brink *et al.* 1993). V případě, že se *Ch. curvispinum* sejde větší počet na jednom úseku, může těmito trubičkami významně měnit povrch dna, a zabraňovat tak mj. larvám jiných filtrátorů v usazování ve stejné nise jako je on (Van den Brink *et al.* 1993).

Potravní ekologie. *Ch. curvispinum* je sběrač - aktivní filtrátor (Košel *et al.* 2003; Den Hartog *et al.* 1992), živí se fytoplanktonem a detritem (Van den Brink *et al.* 1993). Součástí jeho potravy jsou rozsivky, zelenivky (*Chlorophyceae*), případně organický materiál detritu (Den Hartog *et al.* 1992).

Teplotní nároky. Dle rozsahu teplot, které snáší, lze *Ch. curvispinum* považovat za eurytermní organismus. V přírodě je nalezen ve vodách, kde může roční teplota kolísat zhruba mezi 6 a 30 °C (Jażdżewski and Konopacka 1990).

Nároky na kyslík. Letální minimální koncentrace kyslíku ve vodě je pro *Ch. curvispinum* 0,300 mg O₂.l⁻¹ (Baker *et al.* 2015, podle *Dedju 1980). Pokud je ukryt ve svých trubičkách, spotřebuje téměř dvakrát více kyslíku, než pokud je mimo ně (Harris and Musko 1999). Stejně jako většina blešivců, i *Ch. curvispinum* preferuje vody s vyšším prokysličením, zhruba mezi 9 až 10 mg O₂.l⁻¹ (Van den Brink *et al.* 1993).

pH vody. Informace o optimálním pH není dostupná.

Salinita. Řadíme ho mezi euryhalinní sladkovodní a brakické druhy (Jażdżewski *et al.* 2005; Nehring and Leuchs 1999). Podle Crawforda (1937) můžeme *Ch. curvispinum* nalézt ve vodách slaných, brakických i sladkých, přičemž toleruje salinitu do 6 ‰ (Nehring and Leuchs 1999).

Habitat. Usazuje se na dně vod na pevném povrchu tvořeném kameny, dřevem, ponořenou vegetací, písčitým či jílovitým sedimentem (Van den Brink *et al.* 1993). Větších hustot dosahuje v místech s vyšší rychlostí proudu, ale zároveň ne tak silným proudem, aby zapříčinil odnesení živočicha (Van den Brink *et al.* 1993).

5.5.2. Původní areál výskytu a jeho změny

Chelicorophium curvispinum je původem pontokaspický druh (Vaate *et al.* 2002). Pochází z řek Volha, Dunaj a Dněstr, které ústí do Černého a Kaspického moře (Grabowski *et al.* 2007; Herkül *et al.* 2009). Řekami Volha, Dněpr, Don, Dunaj se šířil na sever a severozápad, přes řeky a kanály v Polsku a východním Německu pronikl do Labe, kde byl poprvé spatřen v roce 1923 (Wouters 1985, podle *Schlienzy 1923). Podobně jako ostatní pontokaspické druhy, se i *Ch. curvispinum* rozšířil pomocí plavebních kanálů a lodní dopravou (Jażdżewski 1980; Den Hartog *et al.* 1992). Ke svému rozšíření využil centrální koridor, jižní koridor a balastní vodu (Vaate *et al.* 2002).

Ve shrnutí Gollasche a Nehringa (2006) je uvedeno, že v roce 1932 byl *Ch. curvispinum* poprvé nalezen v Baltském moři a ve 20. letech 20. století v moři Severním. Do obou moří se dostal centrálním koridorem v balastní vodě a na trupu lodí (Herkül *et al.* 2009). Ačkoli patří již mnoho let mezi invazivní druhy Baltského moře, v severní části Baltu nebyl do roku 2005 nalezen (Herkül *et al.* 2009). Poprvé byl na severu Baltu objeven roku 2005 poblíž Sillamäe ve východní části estonského pobřeží Finského zálivu (Herkül and Kotta 2007).

Nejstarší záznam o jeho výskytu mimo Pontokaspickou oblast (Jażdżewski 1980) je z roku 1912, kdy byl nalezen Wundschem nedaleko od Berlína ve Spree - Havel vodním systému (Wundsch 1912; Grabowski *et al.* 2007; Crawford 1935). Wundsch druh popsal jako

Corophium devium. O několik let později, v roce 1956, byl objeven ve Středoněmeckém kanálu (Mittellandkanal) a v roce 1977 v Dortmund-Ems kanálu (Van den Brink *et al.* 1989).

Nejzápadnější místem výskytu *Ch. curvispinum* je Velká Británie (Vaate *et al.* 2002), zde byl ve 30. letech 20. století nalezen v Tewkesbury v řece Avon Crawfordem (1935). Předci této populace se do Velké Británie dostali pravděpodobně lodní dopravou ze severoněmeckých přístavů, poté co v roce 1918 vnikli do řeky Labe (Harris 1991).

Před více než 100 lety (1914) byl *Ch. curvispinum* pozorován poprvé v Bělorusku v řece Pripjat' (Mastitsky and Makarevich 2007, podle *Wolski 1930). Kolem roku 1980 byl poprvé zaznamenán ve Švýcarsku, v Nizozemsku v roce 1987 a v roce 2000 v Lough Key (Irsko) (Altermatt *et al.* 2014; Van den Brink *et al.* 1989; Lucy *et al.* 2004).

Dále ho můžeme potkat v tocích v Litvě, Polsku a Rusku (Arbačiauskas 2005; Grabowski *et al.* 2007; Berezina 2007).

5.5.3. Výskyt v České republice

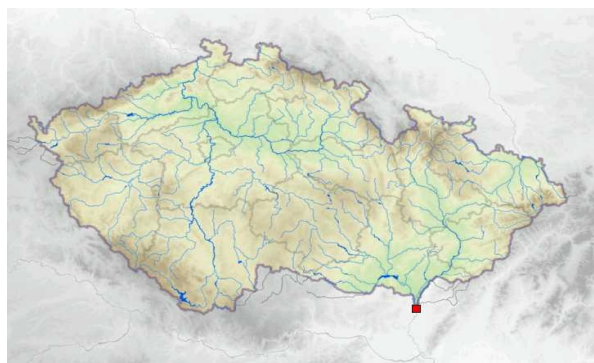
V roce 2013 byl *Ch. curvispinum*, spolu s druhem *Gammarus tigrinus*, zapsán do Varovného seznamu živočichů¹⁵ ČR (Pergl *et al.* 2013), v letošním roce je již zapsán do Šedého seznamu živočichů¹⁶ ČR (Pergl *et al.* 2016).

Na území ČR se rozšířil nedávno. V Labi byl poprvé zaznamenán v roce 2009 na území Hřenska a Velkého Března (Kolářová *et al.* 2014).

Je pravděpodobné, že bude brzy nalezen i v řece Moravě, v úseku tekoucím na našem území. Doposud byl zaznamenán jen v části řeky nacházející se na území Slovenska a Rakouska, jak si můžeme všimnout na přiložené mapě z databáze Arrow. Podle Petruska (2006) patří *Ch. curvispinum* mezi korýše s velkým invazním potenciálem a pokud u nás dosáhne vyšších hustot, je pravděpodobné, že významně ovlivní složení druhů našich bentických organismů.

Na mapě z portálu AOPK není doposud zaznamenán ani jeden výskyt *Ch. curvispinum*.

Mapa rozšíření *Chelicorophium curvispinum* v ČR



převzato z databáze Arrow
<http://hydro.chmi.cz/isarrow/index.php>)
(ČHMÚ 2016a)

¹⁵ seznam živočichů, kteří se u nás buď ještě nevyskytují, nebo se teprve začali šířit a hrozí jejich invaze

¹⁶ výskyt těchto živočichů by měl být monitorován, ale nemusí být likvidovány

5.6. *Chelicorophium robustum* (G. O. Sars 1895)

Synonyma používaná v ČR nejsou známa.

5.6.1. Ekologie a habitatové nároky

Stejně jako *Ch. curvispinum*, řadíme i *Ch. robustum* do čeledi *Corophiidae* (Borza 2011).

Potravní ekologie. Informace o potravní ekologii není dostupná, ale je možné předpokládat, že bude stejně jako *Ch. curvispinum* sběrač a filtrátor, živící se fytoplanktonem a detritem (Gallardo and Aldridge 2013).

Teplotní nároky. Nároky na kyslík. pH vody. Při odběrech v rámci zjišťování distribuce blešivců ve středním a horním toku řeky Rýn a jejich přítocích byly zaznamenávány také abiotické podmínky. V místě výskytu *Ch. robustum* byla naměřena teplota 16,4 °C, koncentrace rozpuštěného kyslíku 8,61 O₂ mg.l⁻¹ a pH v hodnotě 8,13 (Chen *et al.* 2012). V jiné studii se vyskytoval v teplotním rozmezí 12,0 až zhruba 25,0 °C, koncentraci rozpuštěného kyslíku mezi 4,42 až 7,54 O₂ mg.l⁻¹ a při pH mezi 4,2 až 8,1 (Cavanshiroglu *et al.* 2012). Více údajů v literatuře chybí.

Salinita. *Ch. robustum* nalezneme ve vodách brakických (Özbek 2011) i sladkých (Labat *et al.* 2011). Salinita se v místech jeho výskytu pohybuje mezi 12,3 až 12,9 ‰ (Cavanshiroglu *et al.* 2012).

Habitat. Substrát byl v různých místech výskytu *Ch. robustum* tvořen balvany, oblázky, pískem, bahnem a jílem, mušlemi, přítomna byla také vegetace (Chen *et al.* 2012; Cavanshiroglu *et al.* 2012).

5.6.2. Původní areál výskytu a jeho změny

Chelicorophium robustum je původem pontokaspický druh (Lipták *et al.* 2012). Vlivem lidské činnosti a přirozené migrace se z Pontokaspické oblasti rozšířil do mnoha jiných vod nejrůznějších zemí.

V Mohanu byl *Ch. robustum* poprvé viděn v roce 2002 (Bernerth and Stein 2003). O dva roky později (2004) byl poprvé zaznamenán v německé části řeky Rýn, přičemž se do povodí Rýnu pravděpodobně dostal s lodní dopravou skrz kanál Dunaj – Mohan (jižní koridor) (Bernauer and Jansen 2006). Později, v roce 2012, byl nalezen také na soutoku řeky Nahe a Rýn (Chen *et al.* 2012).

Ve francouzské části Rýnu byl poprvé pozorován v roce 2005, později byl nalezen i v řekách Meuse a Moselle (Labat *et al.* 2011).

V maďarské části Dunaje byl poprvé zaznamenán v roce 2007 (Borza *et al.* 2010b), v horním toku Dunaje (Německo, Rakousko) byl prvně evidován také v roce 2007 (Borza *et al.* 2010a). V průběhu let 2007 až 2011 byl zjištěn na několika místech slovenské části Dunaje (Lipták *et al.* 2012).

Kromě výše zmíněných míst byl výskyt *Ch. robustum* zaznamenán také v Bělorusku (Dněpr), Rumunsku (Dunaj), Turecku a od roku 2011 ve Švýcarsku (Semenchenko *et al.* 2009; Popescu-Marinescu *et al.* 2001; Özbek 2011; Altermatt *et al.* 2014). V brzké době je očekáváno jeho rozšíření i na území Vlámka (Belgie) (Boets *et al.* 2016).

5.6.3. Výskyt v České republice

V České republice se jedná o zcela nově objevený druh blešivce (Špaček 2016, os. kom.), jehož konkrétní místa nálezů nebyla v době psaní této práce oficiálně publikována.

5.7. Srostlorep kráčivý *Synurella ambulans* F. Müller 1846

Synonyma používaná v ČR: *Synurella Goplana ambulans* (Nosek 1916), *Synurella polonica* (Soudek 1922), *Synurella ambulans ambulans* (Straškraba 1959), *Synurella ambulans morpha jugoslavica* (Straškraba 1962).

5.7.1. Ekologie a habitatové nároky

Srostlorep kráčivý je malý blešivec, kterého řadíme do čeledi *Crangonyctidae* (Farkač *et al.* 2005; Boets *et al.* 2010a). Poprvé byl popsán Müllerem v roce 1846 v Německu a pojmenován jako *Gammarus ambulans* (Mayer *et al.* 2015; Karaman 1974).

Srostlorep kráčivý patří mezi stygofilní¹⁷ živočichy (Sidorov and Palatov 2012), žijící převážně v polo-podzemních vodách jako jsou prameny, stojaté části řek a potoků navazujících na vývěry podzemních vod (Sidorov and Palatov 2012; Kotschan 2004). Dokáže žít i v periodicky vysychajících povrchových vodách, protože takové vody bývají plněny průsakem podzemní vody nebo mívají stálý podzemní přítok, který jim může sloužit jako útočiště (Boets *et al.* 2010a). Jen vzácně se vyskytuje ve větších skupinách, pravděpodobněji najdeme jen pár jedinců - možná to je důvodem menšího výzkumu tohoto blešivce (Konopacka and Blazewicz-Paszkowycz 2000).

Společnými vlastnostmi vod, ve kterých se s. kráčivý vyskytuje, jsou pomalá či nulová rychlost proudu, nedostatečná koncentrace kyslíku (Nesemann *et al.* 1995; Konopacka and Blazewicz-Paszkowycz 2000) a poměrně stabilní teplota, která bývá udržována přítoky podzemních vod (Boets *et al.* 2010a).

¹⁷ méně přizpůsobené životu v podzemních vodách

Potravní ekologie. Srostlorep kráčivý je polyfág, ale živí se převážně drcením řas a detritu, dává tedy přednost životu v lokalitách s velkou hustotou vegetace (Lantos 1986; Copilas-Ciocianu and Pârvulescu 2012) nebo s listovým opadem a mrtvým dřevem ponořeným ve vodě. Nesemannem *et al.* (1995) byl nalezen ve skupinách požírajících rákosové stonky a při rozkladu listového opadu. Ve vodách s minimální nebo žádnou vegetací či příliš silným proudem s. kráčivého nenalezneme (Lantos 1986).

Teplotní nároky, pH, nároky na kyslík. Tohoto limnofilního¹⁸ až limno-reofilního¹⁹ blešivce (Košel *et al.* 2003) nalezneme v chladnějších vodách o teplotě mezi 2,0 až 16,0 °C, hodnotě pH mezi 5,0 až 8,0 a koncentraci kyslíku pohybující se mezi 3,0 až 9,0 O₂ mg.l⁻¹ (Sidorov and Palatov 2012, podle *Giginyak and Moroz 2000). Tyto hodnoty jsou potvrzeny terénním sledováním, kde bylo pH v místě odběrů mezi 7,0-7,5 a obsah rozpuštěného kyslíku 7,3-9,1 mg.l⁻¹ (Boets *et al.* 2010a) a teplota mezi 1 až 19 °C (Konopacka and Blazewicz-Paszkowycz 2000).

Salinita. Srostlorep kráčivý je sladkovodní blešivec (Konopacka and Blazewicz-Paszkowycz 2000).

Habitat. Preferuje prostředí s bažinatými břehy, substrátem tvořeným bahnem smíchaným s rozkládajícím se listím, rákosovými stonky a dalšími zbytky rostlin (Konopacka and Blazewicz-Paszkowycz 2000).

5.7.2. Původní areál výskytu a jeho změny

Původním areálem výskytu s. kráčivého je Pontokaspická oblast (Moog *et al.* 2008). Od 20. století ale patří mezi široce rozšířené druhy ve střední, východní a jihovýchodní Evropě (Karaman 1974).

Potvrzené nálezy s. kráčivého pocházejí z Ruska, kde byl poprvé zaznamenán ve 30. letech 20. století (Borutzky 1927), dále z Běloruska, Polska, Litvy, Slovenska, Rakouska, Německa, Maďarska a zhruba od roku 2001 také ze Švýcarska (Khmeleva *et al.* 1994; Jażdżewski and Konopacka 1993; Arbačiauskas 2008; Košel *et al.* 2003; Moog *et al.* 2008; Zettler 1999; Lantos 1986; Altermatt *et al.* 2014).

5.7.3. Výskyt v České republice

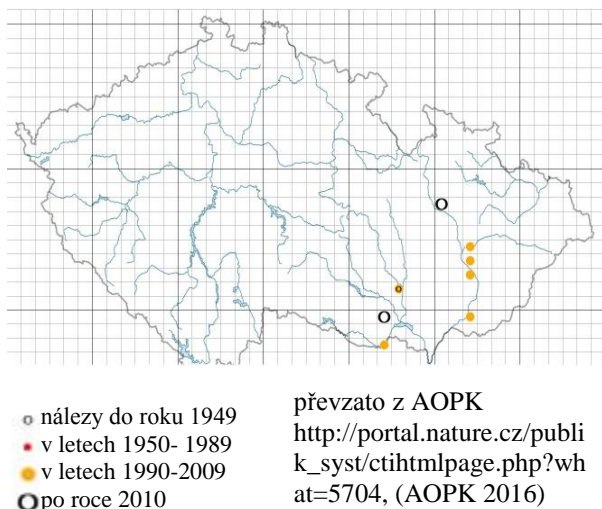
Srostlorep kráčivého nalezneme v periodických jarních tůních na Moravě (Sacherová 2016, os. kom.). Na obou přiložených mapách je vidět zhruba shodný výskyt s. kráčivého.

¹⁸ druh upřednostňující stojatou vodu (Košel *et al.* 2003)

¹⁹ druh, který žije ve stojaté i tekoucí vodě, ale dává přednost vodě stojaté (Košel *et al.* 2003)

Podle starších informací předložených Straškrabou (1958) i podle těch současných se s. kráčivý vyskytuje jen na Moravě. Rozšíření tohoto druhu není v ČR dostatečně prozkoumáno, pravděpodobně z důvodu specifického způsobu života v polo-podzemních a periodicky vysychajících vodách.

Mapa rozšíření srostlořepa kráčivého v ČR



Mapa rozšíření srostlořepa kráčivého



převzato a upraveno podle (Straškraba 1958)

6. Fauna blešivců ČR

V České republice se vyskytuje celkem 12 druhů blešivců. Každého je možné charakterizovat potravními a habitatovými nároky. Shrnutí nároků jednotlivých epigeických blešivců na prostředí, v němž žijí, je shrnuto v tabulce číslo 2.

Tabulka č. 2: Shrnutí ekologie blešivců žijících v ČR

Druh	Potravní ekologie	Teplota vody/ °C	Nároky na O ₂	pH vody	Salinita	Habitat
<i>G. fossarum</i>	DE, D	10 – 20	↑	7,0 – 9,0	S	vegetace, kameny
<i>G. roeselii</i>	D, SB, SP, PRE	15 – 24	↓	N/A	S	hrubý substrát, oblázky
<i>G. pulex</i>	D, PRE	10 – 20	↓	>5,7	S	detrit, písek, štěrk, listí
<i>D. villosus</i>	D, PRE	5 – 23	↑	6,8 - 8,6	S, B	vegetace, kameny, štěrk, ne písek
<i>Ch. curvispinum</i>	SB, F	6 – 30	↑	N/A	S, B, SL	vegetace, kameny, dřevo, písek, bahno
<i>Ch. robustum</i>	SB, F	12– 25	↓	4,2 – 8,13	S, B	vegetace, balvany, písek, bahno
<i>S. ambulans</i>	DE, D	1 – 19	↓	5,0 – 8,0	S	vegetace, bahno

Vysvětlivky: DE: detritovor, D: drtič, SP: spásač, SB: sběrač, PRE: predátor, F: filtrátor; ↑: hodně prokysličené vody, ↓: snáší i méně prokysličené v., S: sladká, B: brakická, SL: slaná voda

Na základě literárních údajů lze říci, že druhy vyskytující se v České republice jsou náročné na obsah kyslíku ve vodě a převážně obývají chladnější až středně teplé toky. V posledních desetiletích přitom průměrné roční teploty mírně stoupají, jak vyplývá z Hydrologických ročenek ČHMÚ, průměr průměrných ročních teplot byl v posledních deseti letech 8,3 °C, což je například o 1 stupeň více než teplotní normál pro období let 1961 – 1990. Podle zveřejněných údajů v ročenkách toky v ČR dosahují v posledních deseti letech průměrné roční teploty mezi 0 °C až 23 °C a v letních měsících (červen-srpen), průměrné teploty pak mezi 8 °C až 23 °C (ČHMÚ 2016b). Z charakteru dat poskytovaných ČHMÚ není bohužel možné odvodit, do jaké míry dochází ke zvyšování teploty vod.

Kromě zvyšování teploty vody lze do budoucna v rámci klimatických změn očekávat snížení průtoků na mnoha povodích, které zároveň povede ke zvyšování teploty vody (Ministerstvo životního prostředí 2007). Je tedy pravděpodobné, že expanze teplomilných druhů blešivců na naše území bude pokračovat. Se zvýšením teploty vody ale souvisí vyšší míra eutrofizace, která vede ke snížení obsahu kyslíku ve vodě, tedy možnému úhynu blešivců, kteří patří mezi organismy náročnější na jeho obsah. Pro přežívání pak bude u jednotlivých druhů důležitá zejména tolerance vůči krátkodobým výkyvům teploty a koncentrace kyslíku rozpuštěného ve vodě. Z pohledu teploty jsou tedy ve výhodě právě nepůvodní druhy *D. villosus* a *Ch. curvispinum*, které zejména krátkodobé zvýšení teplot snášejí dobře. Pro *D. villosus* jsou letální teploty až nad 30 °C, pro *Ch. curvispinum* ještě vyšší, může se tedy rozšířit v tocích po celé ČR, jedinou podmínkou pro jeho výskyt je přítomnost pevného substrátu v podobě kamenů, dřeva apod., na nichž si staví úkryty v podobě trubiček. U *D. villosus* je navíc podle jeho preference chladnějších vod možné předpokládat postup dalšího šíření i do (pod)horských toků s chladnější vodou.

Mezi druhy žijící u nás patří převážně drtiči rostlinného materiálu, ale najdeme zde i tři predátory (*G. roeselii*, *D. villosus*, *G. pulex*). Preferovaným substrátem jsou obecně kameny různých velikostí. Vzhledem k potravní ekologii nalezneme blešivce ve vodách s vegetací, ať už se spadaným listím z okolo stojících stromů nebo přímo s ponořenými částmi keřů, stromů (zejména kořeny). Z hlediska substrátu a vegetace jsou toky v České republice k životu blešivců velmi vhodné, řeky jako Vltava, Labe, Morava, Jizera a mnohé další, nabízejí mnoho habitatů odpovídajících jejich požadavkům, stejně jako nespočet jejich větších i menších přítoků.

Zatímco některé druhy se do naší bentofauny zařadily bez ovlivnění stávajícího společenstva, jiné se chovají agresivně, jako například *D. villosus*. Ten byl také jako jediný ze zmíněných blešivců zařazen od letošního roku do Černého seznamu nepůvodních druhů ČR

(Pergl *et al.* 2016). Vzhledem ke své velikosti, která může dosahovat až 30 mm, je predátorem i mladých jedinců ryb, a z původního predátora se tak v jeho přítomnosti stává kořist. V Šedém seznamu nepůvodních druhů ČR nalezneme *Ch. curvispinum*, druh, který se sám o sobě agresivně nechová, ale díky rychlému populačnímu růstu dokáže svými trubičkami pokrýt podstatné části dna a podobně jako slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) tak mění dostupnost habitatů a potravních částic.

V rozpětí 8 let (2008-2016) se u nás počet druhů blešivců zvedl z původních 8 na 12 druhů. K nově rozšířeným druhům patří tři epigeické druhy – *D. villosus*, *Ch. curvispinum*, *Ch. robustum* a pravděpodobně jeden druh hypogeický - *Niphargus puteanus* subs. *banaticus*. Kromě domácího druhu *G. fossarum* u nás nalezneme jeden druh původem z Balkánské oblasti (*G. roeselii*), čtyři druhy z Pontokaspické oblasti (*Ch. curvispinum*, *S. ambulans*, *Ch. robustum*, *D. villosus*) a jeden druh s celoevropským rozšířením (*G. pulex*). Je vidět, že nově přichozí druhy pochází převážně z Pontokaspické oblasti a jejich masové šíření Evropou umožnila až stavba kanálů propojujících hlavní splavné řeky.

Nejnověji rozšířeným druhem u nás je *Ch. robustum*, o jehož způsobu života toho příliš není známo ani ve světě. Je ale pravděpodobné, že bude mít podobnou ekologii a způsob života jako jeho známější „kolega“ *Ch. curvispinum*.

Hlavním způsobem průniku nových druhů blešivců a expanze druhů původních, jak už bylo řečeno, je lidská činnost. Vzhledem k tomu, že lidská činnost, ať již samotná stavba plavebních kanálů, vodní turismus či transport „čehokoli“, ani po desetiletích neutuchá (spíše nabývá na intenzitě), lze do budoucna očekávat další nárůst nových druhů či expanzi původních druhů blešivců do nových lokalit. V okolních zemích je také více druhů blešivců než ve fauně naší, například jen v Polsku a Německu přes 20 druhů. Důvodem úspěšnosti šíření blešivců na naše území potom je a bude vhodná teplota toků a dostupný substrát.

Zásadní roli v šíření druhů hraje i typ habitatu a jeho spojitost nebo propojenost s dalšími podobnými habitaty. Například *Synurella ambulans*, druh obývající periodické tůně na Moravě, se dozajista šíří pomaleji než druhy obývající velké řeky, jako jsou výše zmíněné invazní druhy. Druh *G. fossarum* zase dává přednost podhorským a horským tokům, zatímco *G. roeselii* žije spíše v nížinných řekách a *G. pulex* je ve srovnání s nimi generalista, který ovšem zřejmě nevystupuje nad 500 m n. m. (Meijering 1991). Výběr lokalit pro další šíření je tím také do značné míry omezen.

Do budoucna se nabízí několik scénářů. Buď se bude počet druhů blešivců i nadále zvyšovat, stávající druhy budou expandovat na nová území a druhy si najdou svou volnou niku, kde si nebudou konkurovat. Dalším možným scénářem by mohla být situace, kdy nově

příchozí invazivní druhy, jakými jsou *D. villosus* a *Ch. curvispinum*, zredukují naši původní faunu blešivců. I populace invazních druhů však mohou být potlačeny nepříznivými podmínkami prostředí, jako je zvýšení teplot a s tím související vysychání toků v letních měsících a snížení obsahu rozpuštěného kyslíku na letální hranici.

7. Závěr

Bakalářská práce je rozčleněna do tří hlavních částí. První část je věnována historickému vývoji poznání blešivců u nás, který započal v polovině 19. století. Blešivci byli v té době pojmenováni jako vrostlooci a u nás byl známý jen jeden druh - zdrojovec. O sto let později od prvního popsaného zdrojovce jsou již tyto bentičtí korýši nazýváni blešivci a rozeznáváno je celkem šest druhů (*Gammarus fossarum*, *G. roeselii*, *G. pulex*, *Niphargus aquilex*, *S. ambulans*, *C. subterraneus*). V současnosti se v České republice vyskytuje celkem 12 druhů blešivců. Pět z nich jsou druhy hypogeické (*N. tatrensis*, *N. aquilex*, *Niphargellus arndti*, *Crangonyx subterraneus* a *N. puteanus* subs. *banaticus*) a dalších sedm jsou druhy epigeické (*G. fossarum*, *G. pulex*, *G. roeselii*, *Dikerogammarus villosus*, *Chelicorophium curvispinum*, *Ch. robustum* a *Synurella ambulans*).

Druhá část práce je věnována jednotlivým druhům. Shrnutá je vždy jejich ekologie a habitatové nároky, původní areál výskytu a jeho změny a výskyt v České republice.

Ve třetí části jsem se pokusila shrnout trendy ve fauně našich blešivců. Druhů na našem území jednoznačně přibývá a souvisí to zejména s lidskou činností a dostupností vhodných habitatů. Lze očekávat, že počet druhů i populační hustoty invazních druhů budou dále stoupat, i když jejich šíření mohou omezit výkyvy teploty a obsahu kyslíku související s klimatickými změnami. Ke zvětšování areálů u ostatních druhů může docházet také, zejména tam, kde dochází ke zlepšování kvality vody například revitalizacemi, ale může být omezováno malou propojeností lokalit a nízkou aktivní migrační schopností blešivců.

Citovaná literatura

Práce označené v seznamu literatury hvězdičkou (*) jsou citovány nepřímě.

- Abel, T. and F. Bärlocher. 1988. Uptake of Cadmium by *Gammarus fossarum* (Amphipoda) From Food and Water. *Journal of Applied Ecology* 25(1): 223–231.
- Adámek, Z. 1997. Charakteristika volných vod. In *Rybářství ve volných vodách.*, 10–51. Praha: East Publishing, 1997. 205 pp.
- Altermatt, F., R. Alther, C. Fišer, J. Jokela, M. Konec, D. Küry, E. Mächler, P. Stucki, and A.M. Westram. 2014. Diversity and Distribution of Freshwater Amphipod Species in Switzerland (Crustacea: Amphipoda). *PloS One* 9(10): 1–12.
- AOPK. 2016. Portál Informačního systému ochrany přírody. http://portal.nature.cz/publik_syst/ctihtmlpage.php?what=5704.
- Arbačiauskas, K. 2005. The distribution and local dispersal of Ponto-Caspian Peracarida in Lithuanian fresh waters with notes on *Pontogammarus robustoides* population establishment, abundance and impact. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34 (Suppl 1): 93–113.
- Arbačiauskas, K. 2008. *Synurella ambulans* (F. Müller, 1846), a new native amphipod species of Lithuanian waters. *Acta Zoologica Lituanica* 18(1): 66–68.
- Arbačiauskas, K. and S. Gumuliauskaitė. 2007. Invasion of the Baltic Sea basin by the Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* and its ecological impact. In *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*, 463–477. Springer.
- Baker, E., L. Dettloff, and A. Fusaro. 2015. *Chelicorophium curvispinum*. *Nonindigenous Aquatic Species Database and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System*. <http://nas.er.usgs.gov/queries/greatlakes/FactSheet.aspx?SpeciesID=18&Potential=Y&Type=2&HUCNumber>.
- Bauer, A., E.R. Haine, M.-J. Perrot-Minnot, and T. Rigaud. 2005. The acanthocephalan parasite *Polymorphus minutus* alters the geotactic and clinging behaviours of two sympatric amphipod hosts: the native *Gammarus pulex* and the invasive *Gammarus roeseli*. *Journal of Zoology* 267(1): 39–43.
- Baumgärtner, D., U. Koch, and K.O. Rothhaupt. 2003. Alteration of kairomone-induced antipredator response of the freshwater amphipod *Gammarus roeseli* by sediment type. *Journal of Chemical Ecology* 29(6): 1391–1401.
- Berezina, N.A. 2007. Invasions of alien amphipods (Amphipoda: Gammaridea) in aquatic ecosystems of North-Western Russia: pathways and consequences. *Hydrobiologia* 590(1): 15–29.
- Berezina, N.A. and Z. Ďuriš. 2008. First record of the invasive species *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) in the Vltava River (Czech Republic). *Aquatic Invasions* 3(4): 455–460.
- Bernauer, D. and W. Jansen. 2006. Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine river, Germany. *Aquatic Invasions* 1(2): 55–71.
- Bernerth, H. and S. Stein. 2003. *Crangonyx pseudogracilis* and *Corophium robustum* (Amphipoda), two new invaders in the river Main in Hesse and first record of *C. robustum* for Germany. *Lauterbornia* 48: 57–60.
- Boets, P., D. Brosens, K. Lock, T. Adriaens, B. Aeltermann, J. Mertens, and P. Goethals. 2016. Alien macroinvertebrates in Flanders (Belgium). *Aquatic Invasions* 11(2): 131–144.

- Boets, P., G.J.E. Holguin, K. Lock, and P.L.M. Goethals. 2013. Data-driven habitat analysis of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in two invaded regions in Europe. *Ecological Informatics* 17: 36–45.
- Boets, P., K. Lock, and P.L.M. Goethals. 2010a. First record of *Synurella ambulans* (Müller 1846) (Amphipoda: Crangonictidae) in Belgium. *Belgian Journal of Zoology* 140(2): 244–245.
- Boets, P., K. Lock, M. Messiaen, and P.L.M. Goethals. 2010b. Combining data-driven methods and lab studies to analyse the ecology of *Dikerogammarus villosus*. *Ecological Informatics* 5(2): 133–139.
- Bollache, L. 2004. *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda): another invasive species in Lake Geneva. *Revue Suisse de Zoologie* 111(2): 309–313.
- Bollache, L., S. Devin, R. Wattier, M. Chovet, J.-N. Beisel, J.-C. Moreteau, and T. Rigaud. 2004. Rapid range extension of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in France: potential consequences. *Archiv Für Hydrobiologie* 160(1): 57–66.
- Borutzky, E.W. 1927. On the occurrence of the amphipod *Synurella ambulans* in Russia. *Annals and Magazine of Natural History. Series 9* 20(115): 63–66.
- Borza, P. 2011. Revision of invasion history, distributional patterns, and new records of *Corophiidae* (Crustacea: Amphipoda) in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 57(1): 75–84.
- Borza, P., B. Csanyi, and M. Paunovic. 2010a. Corophiids (Amphipoda, Corophioidea) of the River Danube- The Results of a Longitudinal Survey. *Crustaceana* 83(7): 839–849.
- Borza, P., J. Nosek, and N. Oertel. 2010b. Contribution to the macroinvertebrate fauna of the Hungarian Danube. V. Amphipods (Crustacea: Malacostraca: Amphipoda). *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 34: 17–27.
- Buijs, M., B. Kelleher, G. Van der Velde, and A.B. De Vaate. 2001. Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. *Archiv Für Hydrobiologie* 152(4): 633–646.
- Buchar, J., V. Ducháč, K. Hůrka, J. Lellák, and A. Čepická. 1995. Řád: různonožci - Amphipoda. In *Klíč k určování bezobratlých*, 165–168. Scientia.
- Casellato, S., A. Visentin, and G. La Piana. 2006. The predatory impact of *Dikerogammarus villosus* on fish. In *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*, 495–506. Springer. 734 pp.
- Cavanshiroglu, A.B., A.S. Iltizamoglu, and A. Mülâyim. 2012. Zoobenthic Crustaceans and Seasonal Distributions in Northern Coast of the Absheron Peninsula (Caspian Sea). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 12(2): 199–206.
- Chapman, J.W. 2007. Amphipoda: Gammaridea. In *The Light and Smith Manual: Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon*, 545–618. 1019 pp.
- Chen, W., D. Bierbach, M. Plath, B. Streit, and S. Klaus. 2012. Distribution of amphipod communities in the Middle to Upper Rhine and five of its tributaries. *BioInvasions Records* 1(4): 263–271.
- ČHMÚ. 2016a. Databáze Arrow. Český hydrometeorologický ústav. <http://hydro.chmi.cz/isarow/index.php>.
- ČHMÚ. 2016b. Hydrologické ročenky České republiky. Český hydrometeorologický ústav. <http://voda.chmi.cz/roc/index.html>.

- Copilas-Ciocianu, D. and L. Pârvulescu. 2012. Faunistic overview upon the aquatic malacostracans (Crustacea, Malacostraca) of Cefa Nature Park (Crisana, Romania). *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*(13): 99–106.
- Costa, H.H. 1967. Responses of *Gammarus pulex* (L.) to Modified Environment II. Reactions to Abnormal Hydrogen Ion Concentrations. *Crustaceana* 13(1): 1–10.
- Crawford, G. 1935. *Corophium curvispinum*, G. O. Sars, var. *devium*, Wundsch in England. *Nature* 136: 685–686.
- Crawford, G.I. 1937. A Review of the Amphipod genus *Corophium*, with notes on the british species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 21(2): 589–630.
- Cummins, K.W. and M.J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147–172.
- Dangles, O.J. and F.A. Guérold. 2000. Feeding activity of *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda) in acidic and low mineralized streams. *Internationale Vereinigung Fur Theoretische Und Angewandte Limnologie Verhandlungen* 27(5): 3062–3065.
- *Dedju, I. 1980. Amphipods of fresh and salt water of the south-west part of USSR Ya I. Tarobogatov, editor. Kishinev, Moldavia: Shtiintsa publisher. 220
- Den Hartog, C., F. Van den Brink, and G. Van der Velde. 1992. Why was the invasion of the River Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? *Journal of Natural History* 26(6): 1121–1129.
- Devin, S., C. Piscart, J. Beisel, and J. Moreteau. 2003. Ecological traits of the amphipod invader *Dikerogammarus villosus* on a mesohabitat scale. *Archiv Für Hydrobiologie* 158(1): 43–56.
- Dick, J.T. 2008. Role of behaviour in biological invasions and species distributions; lessons from interactions between the invasive *Gammarus pulex* and the native *G. duebeni* (Crustacea: Amphipoda). *Contributions to Zoology* 77(2): 91–98.
- Dick, J.T., D. Platvoet, and D.W. Kelly. 2002. Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59(6): 1078–1084.
- Đurišová, J., D. Peštová, and E. Janeček. 2012. Výskyt *Gammarus pulex* na území ČR. In XVI. konferencia Slovenskej limnologickej spoločnosti a České limnologicke společnosti - Zborník príspevkov, ed. by Zuzana Čiamporová-Zaťovičová, 186. Jasná. 235 pp.
- Farkač, J., D. Král, and M. Škorpík. 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 760 pp.
- Felten, V. and F. Guerold. 2001. Hyperventilation and loss of hemolymph Na⁺ and Cl[–] in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum* exposed to acid stress: a preliminary study. *Diseases of Aquatic Organisms* 45(1): 77–80.
- Frič, A. 1872. Řád. Raci blešní. Amphipoda. Rod Gammarus. In Práce zoologického oddělení přírodovědeckého proskoumání Čech, 245–246. Archiv přírodovědecký k proskoumání Čech. Praha: Řivnáč. 250 pp.
- Frič, A. and J. Nekut. 1867. Koryši země České IV.- Blešní raci (Amphipoda). *Živa*: 258–266.
- Gallardo, B. and D.C. Aldridge. 2013. Review of the ecological impact and invasion potential of Ponto Caspian invaders in Great Britain. Cambridge Environmental Consulting: 130 pp.
- *Giginyak, Y.G. and M.D. Moroz. 2000. Ecological and biotopical features of the relict amphipod *Synurella ambulans* from springs of Belarus. *Doklady of the National Academy of Sciences of Belarus* 44 (5): 81–83.

- Gledhill, T., D.W. Sutcliffe, and W.D. Williams. 1993. British Freshwater Crustacea Malacostraca: A Key with Ecological Notes. *Freshwater Biological Association*. 176 pp.
- Goedmakers, A. 1981. Population dynamics of three gammarid species (Crustacea, Amphipoda) in a French chalk stream. Part IV. Review and implications. *Bijdragen Tot de Dierkunde* 51(2): 181–190.
- Gollasch, S. and S. Nehring. 2006. National checklist for aquatic alien species in Germany. *Aquatic Invasions* 1(4): 245–269.
- Grabow, K., T. Eggers, and A. Martens. 1998. *Dikerogammarus villosus* Sovinsky (Crustacea: Amphipoda) in norddeutschen Kanälen und Flüssen. *Lauterbornia* 33: 103–107.
- Grabowski, M., K. Bacela, A. Konopacka, and K. Jazdzewski. 2009. Salinity-related distribution of alien amphipods in rivers provides refugia for native species. *Biological Invasions* 11(9): 2107–2117.
- Grabowski, M., K. Jazdzewski, and A. Konopacka. 2007. Alien Crustacea in polish waters—Amphipoda. *Aquatic Invasions* 2(1): 25–38.
- Greenberg, L. and J. Dahl. 1996. Effects of habitat structure on habitat use by *Gammarus pulex* in artificial streams. *Freshwater Biology* 36(3): 487.
- Harris, R. 1991. Amphipod also invades Britain. *Nature* 354(6350): 194.
- Harris, R. and J. Musko. 1999. Oxygen Consumption, Hypoxia, and Tube-Dwelling in the Invasive Amphipod *Corophium curvispinum*. *Journal of Crustacean Biology* 19(2): 224–234.
- Hartman, P., E. Štědranský, and I. Přikryl. 1998. Hydrobiologie. Informatorium. 335 pp.
- Heckes, U., M. Hess, E.-G. Burmeister, T. Deutschland, V. Habitat, and Z. Faunistik. 1996. Ein Vorkommen von *Synurella ambulans* F. Müller 1846 (Amphipoda: Crangonyctidae) in Südbayern. *Lauterbornia* 25: 95–105.
- Heimlich, R. and I. Sukop. 2008. Annual zoobenthos development of the ponds Lednické rybníky. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 56(2): 285–292.
- Herkül, K. and J. Kotta. 2007. New records of the amphipods *Chelicorophium curvispinum*, *Gammarus tigrinus*, *G. duebeni*, and *G. lacustris* in the Estonian coastal sea. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences: Biology, Ecology* 56(4): 290–296.
- Herkül, K., J. Kotta, T. Püss, and I. Kotta. 2009. Crustacean invasions in the Estonian coastal sea. *Estonian Journal of Ecology* 58(4): 313–323.
- Hrabě, S. 1954. Různonožci-Amphipoda. In Klíč k určování zvířeny ČSR I., 508–515. Praha: Nakl. ČSAV. 538 pp.
- Jazdzewski, K. 1980. Range extensions of some gammaridean species in European inland waters caused by human activity. *Crustaceana*, Suppl. 6: 84–107.
- Jazdzewski, K. and A. Konopacka. 1990. Nowe, interesujące stanowisko ponto-kaspijskiego kielża *Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1898) (Crustacea, Amphipoda) w Polsce. *Przegląd Zoologiczny* 34(1): 101–111.
- Jazdzewski, K. and A. Konopacka. 1993. Survey and distribution of Crustacea Malacostraca in Poland. *Crustaceana* 65(2): 176–191.
- Jazdzewski, K., A. Konopacka, and M. Grabowski. 2005. Native and alien malacostracan Crustacea along the Polish Baltic Sea coast in the twentieth century. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34(1): 175–193.
- Josens, G., A.B. de Vaate, P. Usseglio-Polatera, R. Cammaerts, F. Chérot, F. Grisez, P. Verboonen, and J.-P.V. Bossche. 2005. Native and exotic *Amphipoda* and other *Peracarida*

- in the River Meuse: new assemblages emerge from a fast changing fauna. *Hydrobiologia* 542: 203–220.
- Kaldonski, N., C. Lagrue, S. Motreuil, T. Rigaud, and L. Bollache. 2008. Habitat segregation mediates predation by the benthic fish *Cottus gobio* on the exotic amphipod species *Gammarus roeseli*. *Naturwissenschaften* 95(9): 839–844.
- Karaman, G.S. 1974. Contribution to the knowledge of the Amphipoda. Genus *Synurella* Wrzes. in Yugoslavia with remarks on its world known species, their synonymy, bibliography and distribution (fam. Gammaridae). *Poljoprivreda i Sumarstvo* 20(2–3): 83–133.
- Karaman, G.S. and S. Pinkster. 1977a. Freshwater *Gammarus* species from Europe, North Africa and adjacent regions of Asia (Crustacea-Amphipoda). Part I. *Gammarus pulex*-group and related species. *Bijdragen Tot de Dierkunde* 47(1): 1–97.
- Karaman, G.S. and S. Pinkster. 1977b. Freshwater *Gammarus* species from Europe, North Africa and adjacent regions of Asia (Crustacea-Amphipoda). Part II. *Gammarus roeseli*-group and related species. *Bijdragen Tot de Dierkunde* 47(2): 165–196.
- *Keatinge, M. 1989. A new Irish location for *Gammarus pulex* (L.) (Crustacea: Amphipoda). *Bulletin of the Irish Biogeographical Society* 12: 153–154.
- Kelly, D.W., J.T.A. Dick, and W.I. Montgomery. 2002. The functional role of *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda): shredders, predators, or both? *Hydrobiologia* 485(1): 199–203.
- Khmeleva, N., A. Nesterovich, and S. Czachorowski. 1994. The macroinvertebrate fauna of some Byelorussian, Karelian, and Altaian springs and its relation with certain factors. *Acta Hydrobiologica* 36(1): 75–90.
- Kley, A., W. Kinzler, Y. Schank, G. Mayer, D. Waloszek, and G. Maier. 2009. Influence of substrate preference and complexity on co-existence of two non-native gammarideans (Crustacea: Amphipoda). *Aquatic Ecology* 43(4): 1047–1059.
- Kolaříková, K., J. Horecký, M. Liška, M. Jíchová, J. Tátošová, N. Lapšanská, Z. Hořícká, P. Chvojka, L. Beran, and V. Košel. 2014. Benthic macroinvertebrates along the Czech part of the Labe and lower section of the Vltava rivers from 1996–2005, with a particular focus on rare and alien species. *Biologia* 69(4): 508–521.
- Kolářová, L., J. Špaček, and J. Tátošová. 2014. Invaze bezobratlých do Labe v kontextu dlouhodobých fyzikálně-chemických dat. *Limnologické noviny* (3): 1–6.
- Konopacka, A. and M. Blazewicz-Paszkowycz. 2000. Life history of *Synurella ambulans* (F. Muller, 1846) (Amphipoda, Crangonyctidae) from Central Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 47(3–4): 597–605.
- Kontschán, J. 2004. The aquatic Amphipoda and Isopoda (Crustacea) of the Transdanubian Mountains in Northwest Hungary. *Lauterbornia* 49: 73–76.
- Košel, V., E. Elexová, and F. Šporka. 2003. Crustacea. In *Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autoekologické charakteristiky*, 100–101, 282–289. Bratislava: Slovenský hydrometeorologický ústav. 590 pp.
- Krisp, H. and G. Maier. 2005. Consumption of macroinvertebrates by invasive and native gammarids: a comparison. *Journal of Limnology* 64(1): 55–59.
- Labat, F., C. Piscart, and B. Fontan. 2011. First records, pathways and distributions of four new Ponto-Caspian amphipods in France. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters* 41(4): 290–295.
- Ladewig, V., D. Jungmann, A. Koehler, M. Schirling, R. Triebkorn, and R. Nagel. 2002. Intersexuality in *Gammarus fossarum* Koch, 1835 (Amphipoda). *Crustaceana* 75(11): 1289–1299.

- Lantos, G. 1986. Data to the amphipoda and isopoda fauna of Töserdő and its environs in the Tisza Valley. *Tiscia* 21: 81–87.
- Lellák, J., V. Kořínek, and J. Fott. 1985. Amphipoda, různonožci. In *Biologie vodních živočichů*, 65–68. Univerzita Karlova. 220 pp.
- Leuven, R.S., G. van der Velde, I. Baijens, J. Snijders, C. van der Zwart, H.R. Lenders, and A. bij de Vaate. 2009. The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biological Invasions* 11(9): 1989–2008.
- Lipták, B., F. Šporka, K. Necpálová, and E. Stloukal. 2012. First record of Ponto - Caspian amphipod *Corophium robustum* in Slovak side of the Danube river 17(2): 183–186.
- Lucy, F., D. Minchin, J.M.C. Holmes, and M. Sullivan. 2004. First records of the Ponto-Caspian Amphipod *Chelicorophium curvispinum* (Sars, 1895) in Ireland. *The Irish Naturalists' Journal* 27(12): 461–464.
- Lukančič, S., U. Žibrat, T. Mezek, A. Jerebic, T. Simčič, and A. Brancelj. 2009. Effects of exposing two non-target crustacean species, *Asellus aquaticus* L., and *Gammarus fossarum* Koch., to atrazine and imidacloprid. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84(1): 85–90.
- Maazouzi, C., C. Piscart, F. Legier, and F. Hervant. 2011. Ecophysiological responses to temperature of the “killer shrimp” *Dikerogammarus villosus*: Is the invader really stronger than the native *Gammarus pulex*? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 159(3): 268–274.
- MacNeil, C., J.T.A. Dick, F.R. Gell, R. Selman, P. Lenartowicz, and H.B.N. Hynes. 2009. A long-term study (1949–2005) of experimental introductions to an island; freshwater amphipods (Crustacea) in the Isle of Man (British Isles). *Diversity and Distributions* 15(2): 232–241.
- MacNeil, C., J.T. Dick, and R.W. Elwood. 1999. The dynamics of predation on *Gammarus* spp.(Crustacea: Amphipoda). *Biological Reviews* 74(4): 375–395.
- MacNeil, C., D. Platvoet, J.T.A. Dick, N. Fielding, A. Constable, N. Hall, D. Aldridge, T. Renals, and M. Diamond. 2010. The Ponto-Caspian “killer shrimp”, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), invades the British Isles. *Aquatic Invasions* 5(4): 441–445.
- Maltby, L. 1995. Sensitivity of the crustaceans *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) to short-term exposure to hypoxia and unionized ammonia: observations and possible mechanisms. *Water Research* 29(3): 781–787.
- Maltby, L., C. Naylor, and P. Calow. 1990. Effect of stress on a freshwater benthic detritivore: scope for growth in *Gammarus pulex*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 19(3): 285–291.
- Mastitsky, S.E. and O.A. Makarevich. 2007. Distribution and abundance of Ponto-Caspian amphipods in the Belarusian section of the Dnieper River. *Aquatic Invasions* 2(1): 39–44.
- Mayer, G., A. Maas, and D. Waloszek. 2015. Mouthpart morphology of *Synurella ambulans* (F. Müller, 1846). *Spixiana* 38(2): 219–229.
- McLoughlin, N. and J. Reynolds. 2001. Further Records for the Introduced Species *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda) from the Republic of Ireland. *The Irish Naturalists' Journal* 26(12): 460–463.
- Meijering, M.P.D. 1991. Lack of oxygen and low pH as limiting factors for *Gammarus* in Hessian brooks and rivers. *Hydrobiologia* 223(1): 159–169.
- Meinel, W., U. Matthias, and S. Zimmerman. 1985. Ecophysiological studies on acid tolerance of *Gammarus fossarum*. *Archiv Fur Hydrobiologie. Stuttgart* 104(2): 287–302.

- Messiaen, M., K. Lock, W. Gabriels, T. Vercauteren, K. Wouters, P. Boets, and P.L. Goethals. 2010. Alien macrocrustaceans in freshwater ecosystems in the eastern part of Flanders (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 140(1): 30–39.
- Meyran, J.-C., M. Monnerot, and P. Taberlet. 1997. Taxonomic status and phylogenetic relationships of some species of the genus *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda) deduced from mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 8(1): 1–10.
- Ministerstvo životního prostředí. 2007. Vyhodnocení národního programu na zmírnění dopadů změny klimatu v České republice. 97 pp.
- Moenickes, S., A.-K. Schneider, L. Mühle, L. Rohe, O. Richter, and F. Suhling. 2011. From population-level effects to individual response: modelling temperature dependence in *Gammarus pulex*. *Journal of Experimental Biology* 214(21): 3678–3687.
- Moog, O., W. Graf, T. Ofenböck, and A. Schmidt-Kloiber. 2008. Benthic invertebrate neozoa in Austrian rivers. *Mitteilungen Der Deutschen Gesellschaft Für Allgemeine Und Angewandte Entomologie* 16: 113–116.
- *Mordukhai-Boltovskoi, F. 1960. Kaspiiskaya fauna v Azovo-Chernomorskom basseine (Caspian fauna in the Azov and Black seas basin). Moskva, Leningrad: Izdatelstvo Akademii nauk USSR. 287 pp.
- Naylor, C., L. Pindar, and P. Calow. 1990. Inter- and intraspecific variation in sensitivity to toxins; the effects of acidity and zinc on the freshwater crustaceans *Asellus Aquaticus* (L.) and *Gammarus pulex* (L.). *Water Research* 24(6): 757–762.
- Nehring, S. and H. Leuchs. 1999. Neozoa actualia-*Corophium curvispinum* Sars, 1895. In Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: Eine Übersicht, 22–23. Bundesanstalt für Gewässerkunde. 131 pp.
- Nesemann, H., M. Pöckl, and K. Wittmann. 1995. Distribution of epigean Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). *Miscellanea Zoologica Hungarica* 10: 49–68.
- Nicholas, W.L. and H. Hynes. 1958. Studies on *Polymorphus minutus* (Goeze, 1782)(Acanthocephala) as a parasite of the domestic duck. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology* 52(1): 36–47.
- Nijssen, H. 1963. Some notes on the distribution and the ecology of the amphipod *Gammarus fossarum* Koch, 1835, in the Netherlands (Crustacea, Malacostraca). *Beaufortia* 10(116): 40–43.
- Nosek, A. 1916. Z tajuplné říše vodní. Praha: Kober. 520 pp.
- Özbek, M. 2011. Distribution of the Ponto-Caspian Amphipods in Turkish Fresh Waters: An Overview. *Mediterranean Marine Science* 12(2): 447–453.
- Paganelli, D., A. Gazzola, A. Marchini, and R. Sconfiatti. 2014. The increasing distribution of *Gammarus roeselii* Gervais, 1835: first record of the non-indigenous freshwater amphipod in the sub-lacustrine Ticino River basin (Lombardy, Italy). *BioInvasions Records* 4(1): 37–41.
- Peeters, E.T.H.M. and A.J.J.P. Gardeniers. 1998. Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology* 39(4): 605–615.
- Pergl, J., J. Sádlo, A. Petrusek, Z. Laštůvka, J. Musil, I. Perglová, R. Šanda, H. Šefrová, J. Šíma, and V. Vohralík. 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1–37.
- Pergl, J., J. Sádlo, A. Petrusek, and P. Pyšek. 2013. Nepůvodní druhy živočichů a rostlin v ČR: návrh seznamů druhů vyžadujících zvláštní přístup (černý a šedý seznam). Průhonice: Akademie věd České republiky. 25 pp.

- Petrusek, A. 2006. *Crustacea* - korýši. In *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*, ed. by Jiří Mlíkovský and Petr Stýblo, 227–242. Praha: ČSOP, 496 pp.
- Pfeiffer, P. 2005. Zpráva o jakosti vody v Labi 2000-2003. Magdeburk: Mezinárodní komise pro ochranu Labe. 35 pp.
- Pinkster, S., A. Dennert, B. Stock, and J. Stock. 1970. The problem of European freshwater populations of *Gammarus duebeni* Liljeborg, 1852. *Bijdragen Tot de Dierkunde* 40(2): 116–147.
- Piscart, C., D. Webb, and J.N. Beisel. 2007. An acanthocephalan parasite increases the salinity tolerance of the freshwater amphipod *Gammarus roeseli* (Crustacea: Gammaridae). *Naturwissenschaften* 94(9): 741–747.
- Pöckl, M. 1992. Effects of temperature, age and body size on moulting and growth in the freshwater amphipods *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Freshwater Biology* 27(2): 211–225.
- Pöckl, M. 2007. Strategies of a successful new invader in European fresh waters: fecundity and reproductive potential of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in the Austrian Danube, compared with the indigenous *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Freshwater Biology* 52(1): 50–63.
- Pöckl, M. and U.H. Humpesch. 1990. Intra- and inter- specific variations in egg survival and brood development time for Austrian populations of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea: Amphipoda). *Freshwater Biology* 23(3): 441–455.
- Pöckl, M., B.W. Webb, and D.W. Sutcliffe. 2003. Life history and reproductive capacity of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea: Amphipoda) under naturally fluctuating water temperatures: a simulation study. *Freshwater Biology* 48(1): 53–66.
- Popescu-Marinescu, V., M. Nastasescu, C. Marinescu, F. Cutas, and E. Neagu. 2001. Amphipoda (Gammaridae and Corophiidae) from Romanian stretch of Danube before and after the construction of Iron Gates I damlake. *Travaux Du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"* 43: 347–366.
- Raddum, G. and B. Skjelkvåle. 2001. Critical limit of acidifying compounds to invertebrates in different regions of Europe. *Water, Air, and Soil Pollution* 130(1–4): 825–830.
- Ricciardi, A. and J.B. Rasmussen. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(7): 1759–1765.
- Riel, M.C. van, E.P. Healy, G. van der Velde, and A. bij de Vaate. 2007. Interference competition among native and invader amphipods. *Acta Oecologica* 31(3): 282–289.
- Schäferna, K. 1922. Amphipoda balcanica, spolu s poznámkami o jiných sladkovodních Amphipodech. *Věstník Královské české společnosti nauk* 2: 1–111.
- Schäferna, K. 1925. Blešivci (Gammaridea) našich vod: obraz systematicko-biologický. *Časopis Národního musea, oddíl přírodovědný* 99: 4–18, 70–91.
- *Schlien, W. 1923. Verbreitung und Verbreitungsbedingungen der höheren Krebse im Mündungsgebiet der Elbe. *Archiv Für Hydrobiologie* 14: 429–452.
- Schmidlin, L., S. von Fumetti, and P. Nagel. 2015a. Copper sulphate reduces the metabolic activity of *Gammarus fossarum* in laboratory and field experiments. *Aquatic Toxicology* 161: 138–145.
- Schmidlin, L., S. Von Fumetti, and P. Nagel. 2015b. Temperature effects on the feeding and electron transport system (ETS) activity of *Gammarus fossarum*. *Aquatic Ecology* 49(1): 71–80.

- Schöll, F. and I. Balzer. 1998. Das Makrozoobenthos der deutschen Elbe 1992-1997. *Lauterbornia* 32: 113–129.
- Semenchenko, V.P., V.K. Rizevsky, S.E. Mastitsky, V.V. Vezhnovets, M.V. Pluta, V.I. Razlutsky, and T. Laenko. 2009. Checklist of aquatic alien species established in large river basins of Belarus. *Aquatic Invasions* 4(2): 337–347.
- Sidorov, D.A. and D. Palatov. 2012. Taxonomy of the spring dwelling amphipod *Synurella ambulans* (Crustacea: Crangonyctidae) in West Russia: with notes on its distribution and ecology. *European Journal of Taxonomy* 23: 1–19.
- Simčič, T. and A. Brancelj. 2006. Effects of pH on electron transport system (ETS) activity and oxygen consumption in *Gammarus fossarum*, *Asellus aquaticus* and *Niphargus sphagnicolus*. *Freshwater Biology* 51(4): 686–694.
- Smrž, J. 2014. Základy biologie, ekologie a systému bezobratlých živočichů. Praha: Univerzita Karlova v Praze, nakladatelství Karolinum. 192 pp.
- Soudek, Š. 1922. Nález korýše *Synurella polonica* Wrzes. na Moravě. Časopis Moravského zemského musea: 40–43.
- Špaček, J., V. Koza, and V. Havlíček. 2003. Isopoda, amphipoda and decapoda on monitoring profiles on Labe river in the Czech republic. In P. Bitušík and M. Novíkmec (eds.) Proc. of 13th conference of Slovak and Czech limnological society, Banská Štiavnica. Acta Facultatis Ecologiae, 10, suppl. 1: 309.
- Spandl, H. 1924. Studien über Süßwasseramphipoden I. Sitzungsberichte der Akademie der wissenschaften mathematisch-naturwissenschaftliche klasse 133: 431-525
- Šporka, F. 1999. First record of *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda, Gammaridae) and *Jaera istri* (Isopoda, Asselota) from the Slovak-Hungarian part of the Danube river. *Biologia (Bratislava)* 54(5): 538.
- Staněk, V. 1851. Dra Václava Staňka Přírodopis prstonárodní, čili, popsání zvířat, rostlin a nerostů vedlé tříd a řádů jejich. Praha: Jaroslav Pospíšil. 482 pp.
- Strange, C.D. and G.B. Glass. 1979. The Distribution of Freshwater Gammarids in Northern Ireland. *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science* 79: 145–153.
- Straškraba, M. 1953. Předběžná zpráva o rozšíření rodu *Gammarus* v ČSR. *Věstník Československé Zoologické Společnosti* 17(3): 212–227.
- Straškraba, M. 1958. Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung der Amphipoden in der Tschechoslowakei aus dem Zoogeographischen Gesichtspunkt (Příspěvek k rozšíření blešivců v Československu ze zoogeografického hlediska). *Acta Univ. Carol., Biol* 2: 197–208.
- Straškraba, M. 1959. Příspěvek k poznání fauny amphipod Slovenska. *Biologia (Bratislava)* 14(3): 161–172.
- Straškraba, M. 1962. Amphipoden der Tschechoslowakei nach den Sammlungen von Prof Hrabě. I. *Věstník Československé Zoologické Společnosti* 26(2): 117–145.
- Sukop, I. 2006. Macrozoobenthos of the Moravice river and Bělokamenný potok brook. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 54(4): 75–80.
- Sukop, I. 2007. Zoobenthos of the Lednické rybníky ponds. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 55(2): 85–94.
- Sukop, I. 2008a. Hydrobiological study of the Bobrava rivulet. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 56(2): 175–180.
- Sukop, I. 2008b. Zoobenthos of small brooks of the Svitavy region. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 56(5): 199–202.

- Sukop, I., J. Šťastný, T. Vitek, and T. Brabec. 2010. Roční cyklus zoobentosu středního úseku řeky Dyje. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 58(2): 195–204.
- Sutcliffe, D.W. and T.R. Carrick. 1973. Studies on mountain streams in the English Lake District I. pH, calcium and the distribution of invertebrates in the River Duddon. *Freshwater Biology* 3(5): 437–462.
- Sutcliffe, D.W., L.G. Willoughby, and T.R. Carrick. 1981. Effects of diet, body size, age and temperature on growth rates in the amphipod *Gammarus pulex*. *Freshwater Biology* 11(2): 183–214.
- Timofeyev, M.A. and C.E.W. Steinberg. 2006. Antioxidant response to natural organic matter (NOM) exposure in three Baikalean amphipod species from contrasting habitats. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* 145(2): 197–203.
- Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach, and M. Schleuter. 2000. Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschland. *Lauterbornia* 39: 1–72.
- Tolkamp, H.H. 1981. Organism-substrate relationships in lowland streams. Agricultural university, Wageningen, The Netherlands. Agricultural Resources 907, Doctoral thesis, 211 pp.
- Tricarico, E., G. Mazza, G. Orioli, C. Rossano, and F. Scapini. 2010. The killer shrimp, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), is spreading in Italy. *Aquatic Invasions* 5(2): 211–214.
- Truhlar, A.M. and D.C. Aldridge. 2015. Differences in behavioural traits between two potentially invasive amphipods, *Dikerogammarus villosus* and *Gammarus pulex*. *Biological Invasions* 17(5): 1569–1579.
- Vaate, A. bij de, K. Jazdzewski, H.A. Ketelaars, S. Gollasch, and G.V. der Velde. 2002. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59(7): 1159–1174.
- Vaate, A. bij de and A.G. Klink. 1995. *Dikerogammarus villosus* Sowinski (Crustacea: Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine. *Lauterbornia* 20: 51–54.
- Väinölä, R., J. Witt, M. Grabowski, J.H. Bradbury, K. Jazdzewski, and B. Sket. 2008. Global diversity of amphipods (Amphipoda; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595(1): 241–255.
- Van den Brink, F., G. Van der Velde, and A. Bij de Vaate. 1989. A note on the immigration of *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda) into the Netherlands via the River Rhine. *Bulletin Zoologisch Museum* 11(26): 211–213.
- Van den Brink, F., G. Van der Velde, and A. Bij de Vaate. 1993. Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). *Oecologia* 93(2): 224–232.
- *Wolski, T. 1930. *Corophium curvispinum* GO Sars in der Prypec und in den Warschauer Wasserleitungsanlagen. *Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici* 1(6): 152–159.
- Wouters, K.A. 1985. *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Amphipoda) in the River Meuse, Belgium. *Crustaceana* 48(2): 218–220.
- Wundsch, H. 1912. Eine neue Species des Genus *Corophium* Latr. aus dem Müggelsee bei Berlin. *Zoologischer Anzeiger* 39: 729–738.
- Zettler, M. 1999. *Synurella ambulans* (Fr. Müller, 1846) in Nordostdeutschland (Crustacea: Amphipoda). *Crustaceologentagung in Berlin, Abstractband* 9:59.